N° 321 | octobre – décembre 2018

Faune sauvage

le bulletin technique & juridique de l'Office national de la chasse et de la faune sauvage



spécial Espèces exotiques envahissantes



Réglementation • Prévention • Détection • Lutte • Gestion

« L'ONCFS est de longue date l'un des moteurs de la mise en œuvre des politiques nationales visant à suivre, expertiser, réglementer et gérer les EEE. »

▲ *Érismature rousse.*

© P. Massit/ONCFS



Faune sauvage N° 321 – 4e trimestre 2018 – parution février 2019
le bulletin technique & juridique de l'Office national de la chasse et de la faune sauvage
ONCFS – Mission Communication – 85 bis, avenue de Wagram – 75017 Paris – Tél. : 01 44 15 17 10 – Fax : 01 47 63 79 13

Directeur de la publication : Olivier Thibault
Rédacteur en chef : Richard Rouxel (richard.rouxel@oncfs.gouv.fr)
Comité de rédaction : Magali Brilhac, Élisabeth Bro, Antoine Derieux, David Gaillardon, Éric Hansen, Guillaume Rousset, Richard Rouxel, Gérard Ruven, Nirmala Séon-Massin
Service abonnement : Tél. : 01 30 46 60 25 – abonnement-faunesauvage@oncfs.gouv.fr
Vente au numéro : Service documentation – BP 20 – 78612 Le Perray-en-Yvelines
Tél. : 01 30 46 60 25 – doc@oncfs.gouv.fr
Prix : 5,60 € ttc le numéro (pays tiers : 6,00 € ttc)
Remise de 25 % à partir de 30 exemplaires, participation aux frais de port de 10 € de 30 à moins de 100 exemplaires et 20 € au-delà.

Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage

Conception : www.chromatiques.fr – **Réalisation** : Transfaire 04250 Turriers – www.transfaire.com
Impression : Jouve – Imprimé sur papier issu de forêts durablement gérées et par un imprimeur certifié Imprim'Vert.

ISSN 1626-6641 – Dépôt légal : février 2019

Le comité de rédaction remercie les auteurs, les photographes et les relecteurs pour leur contribution.



Éditorial



© CE

Stefan Leiner,



Chef de l'Unité Biodiversité,
Commission européenne,
Direction générale de l'environnement

Une politique européenne pour la gestion des espèces exotiques envahissantes

En tant que responsable de la politique de l'Union européenne en faveur de la biodiversité, je me réjouis de ce numéro spécial de la revue *Faune sauvage* sur les espèces exotiques envahissantes (EEE). En effet, il s'agit là d'une des plus importantes causes de la perte de diversité biologique aux niveaux mondial et européen. Une perte qui a de graves conséquences non seulement pour notre patrimoine naturel, mais aussi pour notre développement économique et social.

En préparant le règlement européen sur les EEE adopté en 2014, la Commission européenne a estimé les dommages économiques liés à leurs effets négatifs dans l'UE à environ 12 milliards d'euros par an. Les EEE fragilisent fortement nos écosystèmes et, de ce fait, leur capacité à produire des services écosystémiques, comme l'approvisionnement en eau propre et en nourriture, l'adaptation au changement climatique et le maintien d'une économie rurale.

L'Europe soutient les États membres dans leur combat contre ce fléau, grâce à un cadre juridique commun posé par l'adoption du règlement européen 1143/2014, le cofinancement de mesures de lutte et de gestion, entre autres à travers les programmes de développement rural et régional (FEADER), environnemental (LIFE) et de recherche. L'Europe assure l'échange d'expertises et de bonnes pratiques *via* l'organisation de groupes de travail, de conférences et d'études spécifiques, apporte un soutien politique au niveau européen avec la Stratégie européenne en faveur de la diversité biologique, et au niveau international au sein de la Convention sur la diversité biologique des Nations unies.

Malgré tous ces efforts, la biodiversité continue de diminuer aussi bien au niveau mondial qu'en Europe. Cette perte de biodiversité est devenue un enjeu majeur, avec une dimension et une importance aussi grandes que le changement climatique. Et des EEE continuent de se répandre. Ce n'est qu'en développant davantage encore les efforts nationaux et internationaux que l'on arrivera à limiter leurs effets si négatifs.

Les politiques nationales et locales sur ces espèces constituent un cadre d'actions, mais en fin de compte, ce sont les acteurs locaux, que ce soient les citoyens, les responsables locaux, les chasseurs, les agriculteurs et les forestiers ou les acteurs de protection de la nature, qui tiennent les clefs en main pour parvenir à une mise en œuvre efficace sur le terrain.

L'ONCFS est de longue date l'un des moteurs de la mise en œuvre de ces politiques nationales visant à suivre, expertiser, règlementer et gérer les EEE, en appui au ministère en charge de l'Écologie. Son action dans ce domaine, bien souvent partenariale, concerne des espèces listées au règlement européen comme l'ibis sacré, le cerf muntjac, l'érismature rousse (lutte soutenue par l'UE au travers d'un financement LIFE), mais aussi d'autres EEE présentes en France métropolitaine ou dans ses territoires ultra-marins.

Ce numéro spécial est une contribution significative à la mise en œuvre de la politique de lutte contre les EEE, en abordant plus concrètement les actions qui en découlent sur le terrain en matière de prévention, de surveillance, d'éradication rapide et de gestion.

Je vous en souhaite une bonne lecture.

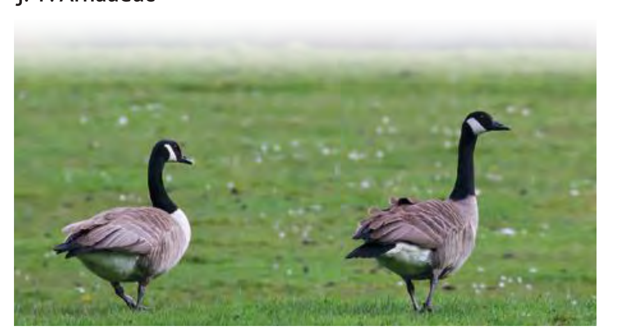
Sommaire

spécial Espèces exotiques envahissantes

Réglementation • Prévention • Détection • Lutte • Gestion



Lutte et gestion





Ce numéro spécial a été réalisé en co-rédaction avec Jean-François Maillard (ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, chargé de mission sur les espèces exotiques envahissantes).

Ce numéro comporte un encart jeté sous la couverture, qui annule et remplace le supplément « Tableaux de chasse ongulés sauvages – saison 2017-2018 » publié dans le n° 320. La carte des prélèvements départementaux du daim (p. VII) comportait en effet une erreur de légende.

Introduction

Contexte international et national de la gestion des espèces exotiques envahissantes



Yohann Soubeyran[1], **Nicolas Poulet**[2], **François Delaquaize**[3]

[1] *Comité français de l'UICN.*
[2] *Agence française pour la biodiversité.*
[3] *Ministère de la Transition écologique et solidaire, Direction de l'eau et de la biodiversité.*

Contacts : yohann.soubeyran@uicn.fr ; nicolas.poulet@afbiodiversite.fr ; francois.delaquaize@developpement-durable.gouv.fr

La tortue de Floride, qui s'est répandue en Europe suite à des relâchers dans la nature par des particuliers, constitue une menace pour la cistude d'Europe.

Les espèces exotiques envahissantes constituent l'une des principales pressions actuelles pesant sur la biodiversité mondiale, au même titre que la destruction des habitats naturels, la surexploitation des ressources ou le changement climatique. Ces espèces introduites par l'homme, volontairement ou accidentellement, lorsqu'elles se révèlent envahissantes – car toutes les espèces exotiques ne le sont pas –, sont à l'origine d'impacts multiples affectant les espèces indigènes, les habitats naturels et les services rendus par les écosystèmes, mais également les activités économiques et la santé humaine. Des politiques internationales et nationales sont développées et mises en œuvre pour faire face à l'ampleur des problèmes dus aux espèces invasives.

De la Convention sur la diversité biologique à la stratégie nationale relative aux espèces exotiques envahissantes

Du fait de l'importance de la question des espèces exotiques envahissantes (ou EEE), la Convention sur la diversité biologique (CDB) a inscrit ce sujet parmi ses grands thèmes sectoriels dès 1992 (article 8h de la Convention). En 2000, l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) publiait les premières lignes directrices pour prévenir la perte de biodiversité à cause des EEE. Plus récemment, un objectif spécifique, l'objectif 9 d'Aichi, lui est dédié dans le plan stratégique 2011-2020 adopté par la Convention que les États signataires, dont les États membres de l'Union européenne (UE), se sont engagés à atteindre d'ici 2020.

« D'ici à 2020, les espèces exotiques envahissantes et les voies d'introduction sont identifiées et classées en ordre de priorité, les espèces prioritaires sont contrôlées ou éradiquées et des mesures sont en place pour gérer les voies de

pénétration, afin d'empêcher l'introduction et l'établissement de ces espèces. »

En Europe, la convention de Berne a fourni un premier cadre pour formuler des recommandations pour la prévention et la gestion de ces espèces et a fait émerger la première stratégie européenne sur ce sujet en 2003. Reprenant ces recommandations, l'UE a publié cinq ans plus tard une communication intitulée « Vers une stratégie européenne relative aux EEE » et a repris en 2011 l'objectif 9 d'Aichi dans sa « stratégie pour la biodiversité ». L'UE a aussi intégré progressivement certains aspects de la problématique dans différents cadres législatifs, comme ceux relatifs à la santé des végétaux et aux maladies des animaux, au commerce des espèces sauvages (CITES) ou à l'utilisation d'espèces exotiques pour l'aquaculture.

Mais ce n'est réellement qu'à partir de 2014 que la problématique des espèces invasives due à l'action de l'homme est prise à bras-le-corps par l'UE, avec la publication d'un nouveau règlement relatif à la prévention et à la gestion de leur introduction et de leur propagation. Ce règlement s'articule autour d'une liste des EEE préoccupantes pour l'Union européenne (49 espèces à ce jour[1]) dont l'importation, la vente, l'achat, le transport, l'utilisation et la libération dans l'environnement sont interdits, et pour lesquelles des mesures de maîtrise sont également obligatoires. Il s'agit du premier texte réglementaire européen spécifiquement dédié à cette problématique. Il permet de répondre aux engagements internationaux de l'Union et vient combler un vide législatif européen en proposant une gestion harmonisée à l'échelle de l'UE. L'adoption d'un règlement plutôt que d'une directive marque le caractère d'urgence à agir et confère à cette politique un aspect contraignant pour les États membres.

Ce nouveau règlement européen entraîne des responsabilités pour la France et l'oblige à s'organiser, à rendre compte des actions et à obtenir des résultats. Le règlement interroge l'organisation des acteurs et impose des actions à mener pour répondre efficacement aux enjeux des EEE. Des plans d'action relatifs aux voies d'introduction prioritaires et aux espèces déjà largement répandues doivent être mis en œuvre, ainsi que des systèmes de surveillance du territoire et de rapportage. De nouvelles méthodes de travail doivent être adoptées, comme l'analyse coûts-bénéfices, l'évaluation des actions, la coopération et l'information entre les États membres. De nouveaux processus vont également s'imposer, comme la consultation obligatoire du public sur les plans d'action et les mesures de gestion. La publication du règlement a ainsi été l'occasion de repenser et de bâtir une réelle stratégie nationale sur cette thématique, mobilisant tous les acteurs impliqués ou concernés.

La stratégie nationale relative aux EEE a été publiée en mars 2017[2]. Son élaboration s'inscrit dans le cadre de la stratégie nationale pour la biodiversité 2011-2020 et fait suite aux premières assises nationales sur les espèces exotiques envahissantes, organisées par l'UICN France et ses partenaires en septembre 2014. Coordonnée par le ministère de la Transition écologique et solidaire, elle s'appuie sur un comité de pilotage réunissant différents organismes : les principaux opérateurs du ministère (ONCFS, AFB, MNHN, ONF, CEREMA), mais également des gestionnaires d'espaces protégés (parcs naturels régionaux, Fédération des conservatoires d'espaces naturels), des ONG (dont l'UICN France), les administrations et acteurs concernés par les problématiques d'impacts économiques et sanitaires (ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, ministère des Solidarités et de la Santé, Fédération nationale de lutte contre les organismes nuisibles). La stratégie propose un cadre d'action national pour structurer l'action collective sur ces enjeux. Organisée en cinq axes thématiques et douze objectifs, elle identifie 38 actions concernant la prévention, l'établissement d'un système national de surveillance, la maîtrise des espèces déjà établies, la restauration écologique, la réglementation, le développement des connaissances, la formation et la sensibilisation de toutes les parties prenantes.



© MEEM

La stratégie nationale relative aux EEE a été publiée en mars 2017. Pour structurer la lutte, elle propose un cadre organisé en 5 axes, 12 objectifs et 38 actions.

De la stratégie nationale à la mise en œuvre des actions sur le terrain

Il s'agit dorénavant de décliner la stratégie en un plan d'action opérationnel avec des moyens humains et financiers adéquats. Les premières actions en cours concernent par exemple l'élaboration de listes nationales d'espèces exotiques hiérarchisées, l'organisation d'un réseau de surveillance et d'un système d'information, l'évaluation des voies et vecteurs d'introduction, l'élaboration des premiers plans nationaux de lutte, la création d'un centre de ressources. Prévenir, surveiller (en amont au niveau des points d'introduction privilégiés, et en aval sur les territoires et chez les détenteurs de spécimens vivants), intervenir : voilà les trois maîtres mots de la gestion des espèces exotiques envahissantes.

1. Règlements d'exécution (UE) 2016/1141 et 2017/1263 de la Commission adoptant une liste des espèces exotiques envahissantes préoccupantes pour l'Union conformément au règlement (UE) n° 1143/2014 du Parlement européen et du Conseil.

2. http://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/sites/default/files/17039_Strategie-nationale-especes-exotiques-invahissantes.pdf

Des dynamiques territoriales à soutenir et sur lesquelles la stratégie nationale doit s'appuyer

Si la stratégie nationale offre un cadre général de réflexion et d'harmonisation, l'échelon territorial s'est parfois organisé bien avant pour tenter de répondre aux problématiques locales rencontrées en matière d'organisation, de coordination et de définition d'actions prioritaires. Des stratégies territoriales accompagnées de plans d'action sont ainsi mises en œuvre en fonction des forces vives et des moyens disponibles, pouvant aller d'un département à un bassin versant complet, en passant par une région. Par exemple, la stratégie réunionnaise de lutte contre les EEE a été publiée en 2010. Différents groupes de travail territoriaux ont été créés sur cette thématique avec des modalités d'organisation et de fonctionnement diverses, mais un même objectif : mieux partager l'information et coordonner les actions. La multiplication de colloques sur le sujet, de synthèses, d'offres de formation, de supports de sensibilisation et une médiatisation accrue sur certaines espèces témoignent d'une prise en compte croissante des espèces invasives et de leurs impacts depuis une vingtaine d'années. La nouvelle stratégie nationale relative aux EEE doit évidemment s'appuyer sur cette dynamique, ces réflexions et travaux développés dans les régions et les départements, laisser s'exprimer différentes approches, créer des synergies entre les partenaires déjà mobilisés et ceux qui restent à mobiliser, pour faire converger l'action publique et les préoccupations de terrain.

Des difficultés de gestion auxquelles la stratégie doit faire face et proposer des solutions

Les difficultés de gestion des EEE sur le terrain restent pour autant multiples et ne se limitent pas aux seuls aspects techniques des interventions à mettre en œuvre, avec l'évidente nécessité de favoriser des programmes de recherche et développement sur l'acquisition de connaissances écologiques et d'outils de gestion. La politique nationale en matière d'EEE reste partagée entre trois ministères principaux (écologie, agriculture, santé) selon la nature des impacts causés par ces espèces. Si des ponts existent entre ces différents ministères, notamment entre l'agriculture et l'écologie pour, par exemple, l'élaboration des arrêtés interministériels définissant les espèces interdites d'introduction dans l'environnement, de détention, de vente et de transport, une meilleure articulation et mutualisation des moyens entre les différents ministères et services de l'État sera néanmoins déterminante pour répondre aux objectifs de la stratégie (comme celui de la surveillance biologique du territoire) et aux exigences du règlement européen. Cette question se pose également à l'échelon territorial en termes d'articulation de la politique sur les EEE avec d'autres politiques locales environnementales et d'aménagement comme la trame verte et bleue, les schémas régionaux de cohérence écologique, les schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux.

L'une des difficultés rencontrées par les acteurs de terrain est que la concordance entre les stratégies, les plans d'action et la mise en œuvre concrète d'interventions est loin d'être évidente. La maîtrise des EEE s'inscrit dans un contexte donné et impose nécessairement des priorités à définir ainsi que des choix stratégiques à opérer sur les objectifs à atteindre et les modes d'intervention à mettre en place (Faut-il intervenir ? Quelles sont les chances de succès ? Où ? Qui ? Avec quelles ressources ? Comment ?). Finalement, la gestion reste une démarche d'apprentissage collective, qui s'appuie nécessairement sur des connaissances à partager (dont certaines restent encore à acquérir) sur la biologie et les techniques de gestion des espèces et sur la circulation des informations. Dans ce contexte, la création du futur centre de ressources sur les EEE constituera un outil précieux.

Au-delà de la nécessaire priorisation des actions à mener (car on ne peut pas agir partout sur toutes les espèces) se pose évidemment la question du financement des actions. Les problèmes sont bien connus : l'absence de fonds pouvant être débloqués rapidement pour des actions immédiates ; des cadres de financement peu adaptés aux actions concrètes et/ou rapides (lourdeur administrative des demandes de subventions européennes, actions considérées comme non prioritaires par certains financeurs) ; la plupart du temps, les financements à court terme ne permettent pas de mener des actions de gestion jusqu'au bout, d'améliorer les protocoles, de dresser des bilans, de valoriser et partager les résultats. L'absence de financement pérenne est une réelle difficulté. L'arrêt brutal du financement d'un programme de maîtrise peut réduire à néant les efforts entrepris depuis plusieurs années, et dans la pire des situations condamner à l'extinction à court terme des espèces dont la survie dépend de ces programmes, particulièrement en outre-mer.

Une autre difficulté concerne la communication sur le sujet, et au-delà l'acceptation sociale des actions de lutte. L'implication du grand public est


© E. Mazaubert

▲ *L'herbe de la Pampa, prisée pour ses qualités ornementales, est une compétitrice des plantes natives très adaptable et capable de proliférer rapidement dans la nature dans une large gamme de milieux et de climats.*


© E. Mazaubert

La grenouille taureau, originaire d'Amérique du Nord, est l'une des plus grosses grenouilles au monde. Redoutable prédatrice de batraciens, amphibiens, poissons et même d'oiseaux, elle s'est répandue à l'état sauvage en divers endroits d'Europe où elle met en danger l'équilibre des écosystèmes aquatiques.

essentielle, par exemple pour éviter à travers les flux touristiques ou le e-commerce des introductions volontaires ou involontaires d'espèces. Mais *a contrario* des évolutions climatiques marquées par des phénomènes extrêmes et fortement médiatisés, l'impact de la plupart des EEE reste peu visible en apparence et *in fine* peu impactant pour la vie quotidienne des populations, hormis certains vecteurs de maladies ou espèces jugées menaçantes, comme le frelon asiatique. Les actions de lutte, qui consistent en des arrachages de plantes, piégeages et tirs d'animaux, peuvent être également mal perçues, surtout lorsqu'elles concernent les mammifères et les oiseaux. Enfin, les EEE et leur gestion font encore régulièrement l'objet de débats et de controverses dans des articles scientifiques mais également dans la presse, alimentés par une forme de « déni », alors qu'une abondante littérature scientifique et de nombreux exemples sur le terrain démontrent clairement les impacts négatifs de ces espèces.

En conclusion

La publication de la stratégie nationale relative aux EEE constitue une étape déterminante pour renforcer et structurer l'action collective en matière de prévention, de sensibilisation, de surveillance, de maîtrise sur le long terme et d'amélioration des connaissances. Elle invite et encourage toutes les parties prenantes à se mobiliser et crée un consensus sur la nécessité d'agir, en plaçant la gestion des EEE au centre d'un véritable travail collectif, seul susceptible de répondre aux enjeux actuels et à venir des invasions biologiques.

Les articles de ce numéro spécial de *Faune sauvage* sont une très belle illustration des actions de prévention et de


© A. Dutartre

Le myriophylle du Brésil est originaire d'Amérique du Sud. Introduit pour sa beauté dans les aquariums et les bassins, à l'instar des jussies, il est devenu tout comme elles un envahisseur des zones humides naturelles.

gestion des EEE menées dans les territoires. En guise de conclusion, nous souhaitons proposer un focus sur deux sujets qui nous semblent importants et de plus en plus d'actualité : le premier concerne les risques liés à la valorisation économique des EEE, le second le rôle des sciences participatives et des nouvelles technologies de l'information et de la communication (NTIC) dans la surveillance biologique du territoire.

La valorisation économique des EEE comme outil de gestion : des propositions émergentes à encadrer fortement

Face à l'extension des fronts de colonisation, aux arrivées de nouvelles espèces, aux moyens de contrôle parfois limités des populations d'EEE, la solution de greffer une composante économique *via* une valorisation est tentante. Cette valorisation peut s'effectuer sous plusieurs formes : soit à travers une transformation des déchets issus de la gestion des EEE (compostage, bioénergie…), soit à travers une valorisation spécifique sur des produits de niche (agroalimentaire, industrie textile, matériaux, cosmétique, compléments alimentaires, pharmacie, etc.). Des produits issus d'EEE existent déjà sur le marché, comme le resvératrol présent dans la racine de renouée du Japon (*Fallopia japonica*) et ayant des propriétés anti-oxydantes, les écrevisses de Louisiane (*Procambarus clarkii*) et du Pacifique (*Pacifastacus leniusculus*) ou la crépidule (*Crepidula fornicata*) pour la consommation, les peaux de visons d'Amérique (*Neovison vison*) d'élevage pour l'habillement. Un récent rapport met en garde sur les risques de la création de filières économiques à partir d'EEE, dont le premier écueil est de pérenniser une matière première dont le stock *in fine* doit tendre vers zéro au détriment des impacts environnementaux : risques de dispersion accrue et non contrôlée, risque de banalisation de ces espèces et d'abandon des actions de lutte, risque de modification du comportement des espèces et aggravement du phénomène d'invasion (« surcompensation écologique »), risque de perturbation des milieux du fait de techniques de prélèvement non sélectives, etc. (***encadré 1***).

Si l'État n'est pas dans une posture d'interdiction de cette valorisation, qui d'ailleurs est autorisée par la réglementation européenne sous réserve de conditions, il souhaite néanmoins un encadrement drastique des filières (tant en termes de préconisations au niveau des procédés de traitement des spécimens vivants que de contrôles des installations) et une exigence de haute qualité, au même titre que les industries utilisant des produits toxiques pour l'environnement, auxquels on peut assimiler les EEE.

Les sciences participatives et les NTIC au service de la surveillance

La mise en place de réseaux de surveillance soulève de nombreuses questions (Quels acteurs mobilisés ? Quels protocoles ? Quelles espèces surveillées ?). Le signalement de nouvelles espèces sur un territoire a longtemps été, et reste encore aujourd'hui, une affaire de naturalistes : les conservatoires botaniques, les agents de terrain de l'ONCFS, de l'AFB et de l'ONF, mais également ceux des services de l'agriculture (les fédérations régionales de lutte et de défense contre les organismes nuisibles par exemple), les gestionnaires d'espaces protégés et les associations de protection de la nature sont les premiers contributeurs en termes d'alertes sur l'arrivée de ces dernières. Le travail se fait à travers l'observation des espaces et essentiellement de manière visuelle. Mais la qualité de la surveillance environnementale dépend avant tout de la diversité des approches utilisées et des acteurs mobilisés. De plus en plus d'expériences montrent à cet égard l'intérêt d'arriver à mobiliser le grand public. Les programmes de science participative connaissent un succès croissant et s'appuient de plus en plus sur des outils connectés (smartphone, tablette, etc.). Ils visent à collecter un grand nombre d'informations grâce à une participation du public dans le cadre d'une démarche scientifique et pédagogique. De tels types de programmes offrent des opportunités importantes en matière de mobilisation et de sensibilisation des citoyens, d'acquisition d'informations complémentaires sur la distribution géographique des espèces et participent également au renforcement des synergies entre recherche, gestion et grand public. L'Europe vient ainsi de déployer une application pour smartphone permettant de signaler les EEE réglementées au niveau de l'Union (http://digitalearthlab.jrc.ec.europa.eu/app/invasive-alien-species-europe). Des plateformes de signalement en ligne sont également développées en métropole (voir par exemple : http://eee.mnhn.fr/signalement/) comme en outre-mer (https://www.especesinvasives.re/ ; http://www.cen.nc/web/cen/signaler).



© A. Roux/ONCFS

Nid de frelons asiatiques. Cette espèce de plus en plus nombreuse dans nos contrées contribue à la décimation des abeilles mellifères.

Encadré 1 • Enjeux et risques de la valorisation socio-économique des EEE

Emmanuelle Sarat,
Comité français de l'UICN, chargée de mission espèces exotiques envahissantes
Contact : emmanuelle.sarat@uicn.fr

Les EEE représentent des sources importantes de difficultés pour les acteurs des territoires qui y sont confrontés : rythme d'introduction croissant, régulation constante et complexe à mettre en œuvre, dépenses publiques associées élevées. En parallèle, lorsqu'elles sont établies en milieux naturels, ces espèces peuvent parfois être envisagées comme des ressources commercialement exploitables : pêche, production de bois, extraction de composés pour l'industrie pharmaceutique, etc.

Cette valorisation socio-économique apparaît de prime abord comme une solution permettant de concilier les enjeux de conservation de la biodiversité et le développement économique local. Mais qu'en est-il réellement ? Que nous disent les retours d'expériences ? La promesse économique de cette exploitation est-elle au rendez-vous ? Observe-t-on une régression des populations d'EEE ? Quelles sont les incidences de cette valorisation sur les milieux naturels ?

Pour répondre à ces interrogations, le groupe de travail national « Invasions biologiques en milieux aquatiques », coordonné par l'UICN France et l'AFB, a réalisé une étude sur les enjeux et les risques de la valorisation socio-économique des EEE établies dans les milieux naturels. Fondé sur une importante revue de la bibliographie existante et sur une enquête internationale menée en collaboration avec l'Office international de l'eau, ce travail a mobilisé plus de 60 contributeurs.

Bien que des retombées économiques et sociales soient parfois possibles, l'analyse de 39 cas de valorisation recensés au plan international montre que les intérêts écologiques, proposés comme argument de cette démarche « gagnant-gagnant », sont rarement évalués et restent à démontrer. S'ils sont mis en œuvre sans précautions et sans prendre en compte d'importantes considérations écologiques, ces programmes peuvent s'avérer contre-productifs et présenter de nombreux risques. La dépendance économique qui résulte de la valorisation peut induire des effets « pervers », comme les introductions volontaires, souvent associées à la transmission de pathogènes, le maintien des populations à des seuils d'exploitation « durable », des impacts sur les espèces indigènes ou encore l'intégration des EEE dans la culture locale, leur donnant une image faussement positive.

L'étude montre que la valorisation socio-économique ne constitue pas une solution miracle aux difficultés de régulation des EEE. Pour minimiser les risques d'échec, elle doit s'intégrer dans une stratégie globale de gestion, laquelle doit s'appuyer sur des objectifs écologiques clairs. Malgré les importants risques soulevés, des propositions de projets émergent et un cadre de réflexion est nécessaire pour fournir un appui technique aux structures amenées à donner des avis sur de tels projets. Ainsi, 25 questions assorties de 50 points de vigilance sont proposées pour identifier de manière pertinente les enjeux et les risques des projets d'exploitation commerciale d'EEE avant leur mise en œuvre, afin de s'assurer de leur innocuité pour l'environnement.

Source : UICN France. 2018. *La valorisation socio-économique des espèces exotiques envahissantes établies en milieux naturels : un moyen de régulation adapté ? Première analyse et identification de points de vigilance*. France. 84 p. http://www.gt-ibma.eu/wp-content/uploads/2018/03/valorisation_socio_eco_eee_uicn_afb.pdf



L'utilisation commerciale des écrevisses exotiques (ici, l'écrevisse du Pacifique) a accéléré de façon très importante leur dispersion géographique et le nombre d'introductions dans les cours d'eau européens.

La consolidation des mesures de lutte à l'encontre des **espèces exotiques envahissantes**



Charlie Suas

ONCFS, Direction de la police – Saint-Benoist, Auffargis.

© E. Mazaubert

▲ *Le ragondin figure sur la liste publiée par la Commission européenne dans le cadre du règlement relatif à la prévention et à la gestion de l'introduction et de la propagation des espèces exotiques envahissantes.*

« Les espèces qui survivent ne sont pas les espèces les plus fortes, ni les plus intelligentes, mais celles qui s'adaptent le mieux aux changements[1]. » Fondement de la théorie de l'évolution de Charles Darwin, telle aurait pu être une acception donnée aux espèces exotiques envahissantes (EEE). Ce n'est fort heureusement pas celle retenue par le règlement (UE) n° 1143/2014 du Parlement européen et du Conseil du 22 octobre 2014 relatif à la prévention et à la gestion de l'introduction et de la propagation des espèces exotiques envahissantes.

Dans son article 3, le règlement UE n° 1143/2014 a en effet privilégié une définition faisant apparaître l'action effectuée par l'homme lors de l'introduction d'une espèce et ses conséquences, pour ensuite tenter de rétablir un certain ordre des choses. Constitue ainsi une EEE tout spécimen vivant d'une espèce, d'une sous-espèce ou d'un taxon de rang inférieur d'animaux, de végétaux, de champignons ou de micro-organismes introduit en dehors de son aire de répartition naturelle, y compris toute partie, gamète, semence, œuf ou propagule de cette espèce, ainsi que tout hybride ou toute variété ou race susceptible de survivre et, ultérieurement, de se reproduire, dont l'introduction ou la propagation s'est révélée constituer une menace pour la biodiversité et les services écosystémiques associés, ou avoir des effets néfastes sur la biodiversité et lesdits services.

Avant l'entrée en vigueur de ce texte européen, si la problématique est d'ores et déjà connue et appropriée par le monde associatif, les gestionnaires et les chercheurs, au plan juridique, elle ne reste qu'à un stade d'état des lieux ou d'objectifs de portée normative limitée[2]. Autrefois réduit à quelques textes visant des espèces en particulier[3] ou n'encadrant que l'introduction d'une liste d'espèces[4], le dispositif juridique s'est désormais grandement étoffé par l'adaptation et les compléments

1. Charles Darwin, *L'Origine des espèces au moyen de la sélection naturelle, ou la préservation des races favorisées dans la lutte pour la vie.*

2. Voir l'introduction p. 4.
3. AM du 22 janvier 2013 *interdisant sur le territoire national l'introduction de spécimens du frelon à pattes jaunes* Vespa velutina *(Asiatique).*
4. AM du 30 juillet 2010 *interdisant sur le territoire métropolitain l'introduction dans le milieu naturel de certaines espèces d'animaux vertébrés.*

apportés à la réglementation française par la loi du 8 août 2016 *pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages*, et ses nombreux textes d'application. L'entrée en vigueur du règlement européen précité, et de ses règlements d'exécution établissant la liste des espèces préoccupantes à l'échelle de l'Union européenne[5], était insuffisante pour que son application directe puisse être totale.

À présent, en droit interne, on s'appuie sur la définition européenne pour dresser une liste d'espèces pour lesquelles des limitations d'activités seront applicables et des moyens de gestion mis en œuvre. S'il a été opté pour une liste positive en métropole, c'est le système d'une liste négative qui a été retenu en Outre-mer.

Ces dispositions permettent également de respecter nos engagements internationaux. En effet, les « Objectifs d'Aichi » constituent le « Plan stratégique pour la diversité biologique 2011-2020 » pour la planète, adopté par les Parties à la Convention sur la diversité biologique en octobre 2010. L'objectif B.9 énonce que « D'ici à 2020, les espèces exotiques envahissantes et les voies d'introduction sont identifiées et classées en ordre de priorité, les espèces prioritaires sont contrôlées ou éradiquées et des mesures sont en place pour gérer les voies de pénétration, afin d'empêcher l'introduction et l'établissement de ces espèces ». On constate immédiatement qu'il s'agit d'une formulation orientée vers un certain réalisme, en se concentrant sur des espèces prioritaires et en envisageant d'autres voies que l'éradication.

La lutte contre la présence d'EEE, et ce d'autant plus qu'elles présentent un risque majeur pour la conservation de la biodiversité mondiale[6], est un objectif exposé dans la stratégie nationale pour la biodiversité puis décliné dans la stratégie nationale spécifique à ces espèces. Dès lors, il convient d'examiner en quoi le nouveau régime relatif aux EEE permet de gérer voire d'éradiquer les espèces présentes et d'empêcher l'introduction et l'installation de nouvelles espèces.

Ainsi sera abordée dans ce qui suit la mise en place d'un dispositif de contrôle et de prévention de l'introduction et de la propagation des EEE (I), avant d'étudier le recours à des outils de lutte contre ces espèces (II).



▲ ***Sur l'île de la Réunion, un arrêté préfectoral autorise depuis 2005 les agents de la Brigade nature océan Indien (BNOI) à détruire par tir le corbeau familier, une EEE induisant des risques pour la salubrité publique. Tout spécimen signalé est immédiatement éliminé.***

I. La mise en place d'un dispositif de contrôle et de prévention de l'introduction et de la propagation des EEE

Classiquement, le choix du nouveau dispositif s'est porté sur un large principe d'interdiction des activités (A), assorti de possibilités dérogatoires (B).

I-A. Des activités largement interdites

Issu de la loi Biodiversité, le nouvel article L. 411-5 du Code de l'environnement fixe un principe d'interdiction d'introduction dans le milieu naturel. Il prévoit qu'« I. Est interdite l'introduction dans le milieu naturel, qu'elle soit volontaire, par négligence ou par imprudence, susceptible de porter préjudice aux milieux naturels, aux usages qui leur sont associés ou à la faune et à la flore sauvages :

1° de tout spécimen d'espèces animales à la fois non indigènes au territoire d'introduction et non domestiques[7], dont la liste est fixée par arrêté conjoint du ministre chargé de la Protection de la nature et du ministre chargé de l'Agriculture ou, lorsqu'il s'agit d'espèces marines, du ministre chargé des Pêches maritimes[8] ;

2° de tout spécimen d'espèces végétales à la fois non indigènes au territoire d'introduction et non cultivées[9], dont la liste est fixée par arrêté conjoint du ministre chargé de la Protection de la nature et du ministre chargé de l'Agriculture ou, lorsqu'il s'agit d'espèces marines, du ministre chargé des Pêches maritimes[10] ».

Le choix d'opter pour une liste positive n'est pas neutre en matière de réactivité pour traiter le cas des arrivées de nouvelles espèces non listées. Lorsque l'introduction d'une espèce est susceptible de porter préjudice aux éléments précités, cela peut conduire à une certaine inaction le temps de l'inscription sur la liste permettant d'agir à ce titre. L'adoption d'une liste négative pour l'Outre-mer est plus protectrice vis-à-vis de la biodiversité en ce que cela permet d'agir plus rapidement. En effet, dès qu'un signalement d'une espèce ne figurant pas sur les arrêtés concernés est effectué, les différents outils

---

5. RUE n° 2016/1141 du 13 juillet 2016 *adoptant une liste des EEE préoccupantes pour l'Union européenne*, RUE n° 2017/1263 du 12 juillet 2017 *portant mise à jour de la liste des EEE préoccupantes*.

6. Identifiée comme la quatrième cause de perte de biodiversité mondiale par la Convention sur la diversité biologique.

7. Selon l'article R. 411-5 du C. Env., « Sont considérées comme espèces animales non domestiques celles qui n'ont pas subi de modification par sélection de la part de l'homme ».

8. Annexe I de l'AM du 14 février 2018 *relatif à la prévention de l'introduction et de la propagation des espèces animales exotiques envahissantes sur le territoire métropolitain*. Pour l'Outre-mer, il s'agit des espèces autres que celles listées aux arrêtés suivants : AM du 8 février 2018 *relatif à la prévention de l'introduction et de la propagation des espèces animales exotiques envahissantes sur le territoire de la Guadeloupe* ; AM du 8 février 2018 *relatif à la prévention de l'introduction et de la propagation des espèces animales exotiques envahissantes sur le territoire de la Martinique* ; AM du 9 février 2018 *relatif à la prévention de l'introduction et de la propagation des espèces animales exotiques envahissantes sur le territoire de la Réunion*.

9. Selon l'article R. 411-5 du C. Env., « Sont considérées comme des espèces végétales non cultivées celles qui ne sont ni semées, ni plantées à des fins agricoles ou forestières ».

10. Annexe de l'AM du 14 février 2018 *relatif à la prévention de l'introduction et de la propagation des espèces végétales exotiques envahissantes sur le territoire métropolitain*. Pour l'Outre-mer, il s'agit des espèces autres que celles listées aux arrêtés suivants : AM du 8 février 2018 *relatif à la prévention de l'introduction et de la propagation des espèces végétales exotiques envahissantes sur le territoire de la Guadeloupe* ; AM du 8 février 2018 *relatif à la prévention de l'introduction et de la propagation des espèces végétales exotiques envahissantes sur le territoire de la Martinique* ; AM du 9 février 2018 *relatif à la prévention de l'introduction et de la propagation des espèces végétales exotiques envahissantes sur le territoire de la Réunion*.

offerts par la règlementation peuvent alors être activés.

L'article L. 411-6 du Code de l'environnement pose également un principe d'interdiction. Il précise que « I. Lorsque les nécessités de la préservation du patrimoine biologique, des milieux naturels et des usages qui leur sont associés justifient d'éviter la diffusion d'espèces animales ou végétales, sont interdits l'introduction sur le territoire national, y compris le transit sous surveillance douanière, la détention, le transport, le colportage, l'utilisation, l'échange, la mise en vente, la vente ou l'achat de tout spécimen vivant de ces espèces, dont la liste est fixée par arrêté conjoint du ministre chargé de la Protection de la nature et du ministre chargé de l'Agriculture ou, lorsqu'il s'agit d'espèces marines, du ministre chargé des Pêches maritimes[11] ».

La notion d'introduction sur le territoire national va au-delà de celle d'introduction dans le milieu naturel. Dès lors qu'une personne pénètre sur le territoire national en étant porteuse ou accompagnée d'un spécimen d'une espèce figurant sur ladite liste, sans pour autant avoir procédé à un relâcher ou à une dissémination dans le milieu naturel, elle se trouve être en contradiction avec le présent article. La rédaction employée permet d'englober toute forme de possession d'un spécimen, permettant de parer au mieux à de nouvelles introductions pouvant accentuer un déséquilibre.

Ce renforcement de la règlementation entre dans le cadre de l'objectif 3 de la Stratégie nationale EEE.

Il n'en demeure pas moins que ces interdictions sont assorties de possibilités dérogatoires.

Liberté • Égalité • Fraternité
RÉPUBLIQUE FRANÇAISE
Ministère chargé de l'environnement

Demande d'autorisation relative à l'introduction sur le territoire national, au transport, à la détention ou à l'utilisation d'une espèce exotique envahissante

cerfa
N°15916*01

Règlement (UE) n°1143/2014 du Parlement et du Conseil du 22 octobre 2014 relatif à la prévention et à la gestion de l'introduction et de la propagation des espèces exotiques envahissantes

Articles L.411-6 et R. 411-40 du code de l'environnement

Une fois complété, ce formulaire et les documents complémentaires que vous souhaiteriez y annexer doivent être adressés à la préfecture du département du lieu de détention des spécimens des espèces concernées (Direction départementale de la protection de la population pour les espèces animales, Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement pour les espèces végétales).

Cadre réservé à l'administration (DDPP / D(R)EAL / Ministère chargé de l'environnement)

Date de réception | Numéro d'enregistrement | Autres références

Type d'autorisation
☐ préfectorale ☐ ministérielle après accord de la Commission européenne

1. Coordonnées du demandeur

Dénomination ou raison sociale
N° SIRET _ _ _ _ _ _ _ _ _ _ _ _ _ _ Forme juridique

Adresse du siège social

N° et voie
Complément d'adresse
Code postal Localité

Signataire de la demande

Nom, prénom
Qualité
N° de téléphone *(facultatif)* _ _ _ _ _ _ _ _ _ _ N° de portable *(facultatif)* _ _ _ _ _ _ _ _ _ _
Adresse électronique

2. Types d'opérations envisagées

☐ Introduction en provenance d'un pays hors Union européenne
☐ Transit sous surveillance douanière
☐ Détention dans un lieu donné
☐ Transport d'un lieu à un autre, en France ou dans l'Union européenne
☐ Utilisation (alimentation humaine ou animale, bioénergie, production de médicaments, ...)
☐ Echange

▲ *La demande de détention, de transport, d'utilisation ou d'échange d'EE est réservée aux demandeurs désignés par la loi.*

I-B. Des dérogations limitées à certaines activités et à certains bénéficiaires

Certaines situations justifient de pouvoir passer outre l'interdiction fixée. D'ailleurs, les interdictions de détention et de transport ne trouvent pas à s'appliquer sur un trajet à destination d'un site de destruction.

Tant l'article L. 411-5 que l'article L. 411-6, dans leurs points II respectifs, permettent l'octroi d'une dérogation. Plus précisément, il est prévu que « II. Toutefois, l'introduction dans le milieu naturel de spécimens de telles espèces peut être autorisée par l'autorité administrative pour des motifs d'intérêt général et après évaluation des conséquences de cette introduction », et que « II. L'introduction sur le territoire national, la détention, le transport, l'utilisation et l'échange de spécimens des espèces mentionnées au I peuvent être autorisés par l'autorité administrative, sous réserve que les spécimens soient conservés et manipulés en détention confinée :

1° au profit d'établissements menant des travaux de recherche sur ces espèces ou procédant à leur conservation hors du milieu naturel ;

2° au profit d'établissements exerçant d'autres activités que celles mentionnées au 1°, dans des cas exceptionnels, pour des raisons d'intérêt public majeur, y compris de nature sociale ou économique, et après autorisation de la Commission européenne ».

Autant une demande de dérogation à l'interdiction d'introduction dans le milieu naturel peut être sollicitée par toute personne, autant une demande de détention, de transport, d'utilisation ou d'échange est réservée aux demandeurs désignés par la loi. En pratique, l'interdiction des activités commerciales ne peut subir aucune atténuation et les particuliers ne peuvent que rechercher l'obtention d'une dérogation à l'introduction dans le milieu naturel.

Concernant le contenu des demandes, il est fixé par les dispositions règlementaires[12]. On y retrouve les éléments classiques renseignés lors d'une demande d'autorisation administrative.

Elles comprennent les noms, prénoms et domicile (si personne physique), dénomination ou raison sociale, forme juridique, adresse du siège, qualité du signataire de la demande (si personne morale) ; l'aptitude technique du demandeur à conduire l'introduction ou, s'il ne l'exécute pas lui-même, à la faire conduire ; les

11. Annexe II de l'AM du 14 février 2018 relatif à la prévention de l'introduction et de la propagation des espèces animales exotiques envahissantes sur le territoire métropolitain.
Annexe de l'AM du 14 février 2018 relatif à la prévention de l'introduction et de la propagation des espèces végétales exotiques envahissantes sur le territoire métropolitain.
Pour l'Outre-mer : voir annexes citées dans les notes de bas de page 8 et 10.

12. Art. R. 411-32 et R. 411-40 du C. Env.

motifs d'intérêt général qui justifient l'introduction ou les motifs de l'opération projetée ; le nombre, l'origine, la provenance géographique des animaux ou des végétaux objets de la demande ainsi que leur situation sanitaire dans leur région d'origine ; les circonstances de temps et de lieu ainsi que l'ensemble des conditions générales de réalisation et de suivi de l'opération ; l'évaluation de son coût total et la capacité financière du demandeur à y procéder ou à y faire procéder.

Des éléments restent propres à chaque type de demande. Pour une dérogation à l'introduction dans le milieu naturel, lorsqu'elle est envisagée en vue de la réintroduction ou du renforcement de la population d'une espèce, la demande comprend : une évaluation de son incidence sur l'état de conservation de l'espèce ; une évaluation des conséquences de l'introduction, d'une part sur les milieux naturels où l'introduction doit avoir lieu ainsi que sur la faune et la flore qu'ils hébergent, d'autre part sur la sécurité des personnes et des biens ainsi que sur les conditions dans lesquelles s'exercent, dans le territoire affecté par l'introduction, les activités humaines ; et enfin, la nature des mesures prévues pour accompagner et suivre dans le temps cette introduction ainsi que des dispositions nécessaires pour minimiser les risques qu'elle pourrait faire peser sur la sécurité des personnes et des biens ou sur la santé publique et, selon les cas, pour supprimer, réduire ou compenser les dommages qu'elle pourrait causer aux activités humaines, notamment agricoles, forestières, aquacoles et touristiques. Tandis que pour une dérogation aux autres opérations que l'introduction dans le milieu naturel, la demande mentionne : les codes de la nomenclature tarifaire et statistique[13] ; une évaluation des risques de fuite des spécimens, accompagnée d'une description des mesures prévues pour minimiser ces risques ; une description du système de surveillance prévu et du plan d'intervention d'urgence élaboré pour faire face à toute fuite ou propagation, y compris, le cas échéant, un plan d'éradication.

L'autorisation préfectorale d'introduction dans le milieu naturel est soumise à la consultation obligatoire du Conseil scientifique régional du patrimoine naturel (CSRPN) et de la Commission départementale de la nature, des paysages et des sites (CDNPS) siégeant en formation spécialisée dite de la nature. Elle peut comprendre des prescriptions spéciales et parfois implique la consultation du Conseil national de la protection de la nature (CNPN). Cette consultation est prévue lorsque c'est le ministre chargé de la Protection de la nature qui est notamment compétent pour délivrer une autorisation à une personne morale placée sous la tutelle ou le contrôle de l'État, dont les attributions ou les activités s'exercent au plan national.

Pour les autres autorisations que l'introduction dans le milieu naturel, il est imposé de satisfaire aux conditions de l'article 8, paragraphes 2 et 3, du règlement du 22 octobre 2014 précité. L'opération projetée doit ainsi être conduite par un personnel qualifié, dans le cadre d'une détention confinée et surveillée, afin d'empêcher toute fuite ou propagation du ou des spécimens qui, pour la faune, doivent être identifiés, et enfin être assortie d'un plan d'intervention d'urgence dans l'hypothèse de réalisation du risque. En pratique, il conviendrait que pour une évaluation objective des demandes d'autorisations, le service instructeur s'appuie sur les opérateurs compétents en fonction des différents collèges d'espèces.

Si ces dérogations assurent une certaine surveillance des voies d'introduction, comme le prévoit l'objectif 2 de la Stratégie nationale EEE, il n'en demeure pas moins que voie d'introduction il y a.

D'ailleurs, d'aucuns pourraient regretter ces possibilités dérogatoires, au motif que la préservation de la biodiversité peut être mise de côté face à un projet d'intérêt public majeur. C'est ainsi que des outils complètent le dispositif et permettent de lutter contre la présence d'EEE.


© P. Massit/ONCFS

▲ *L'ouette d'Égypte a été inscrite en 2017 sur la liste européenne des espèces préoccupantes, suspendant sa vente et limitant sa captivité, source d'introduction.*

II- Des outils directs et indirects de lutte contre les EEE

Parmi les activités réglementées figure la détention de spécimens. Au regard des difficiles conditions d'une détention régulière (A), cela participe indirectement à la lutte contre l'introduction d'espèces exogènes. En effet, si les personnes ne peuvent détenir telle ou telle espèce et qu'il est difficile de se la procurer, cela diminuera le risque d'introduction. La lutte directe contre la propagation des EEE s'avère toutefois nécessaire, en ce que la limitation des activités reste insuffisante pour solutionner les introductions anciennes ou involontaires (B).

II-A. La limitation des possibilités de conservation d'une EEE

Les modifications règlementaires effectuées conduisent essentiellement à moduler dans le temps les possibilités de conservation des spécimens des espèces concernées. Au-delà de l'autorisation administrative dérogatoire précédemment envisagée, la détention d'espèces animales est soumise à autorisation d'ouverture d'un établissement d'élevage et à obtention d'un certificat de capacité[14]. Cette circonstance implique alors que les animaux détenus soient porteurs d'un marquage individuel et permanent[15], effectué à l'initiative du propriétaire dans un délai d'un mois après la

13. Règlement (CEE) n° 2658/87 du Conseil du 23 juillet 1987 ; voir le règlement d'exécution n° 2017/1925 pour la version mise à jour de la nomenclature – tarif douanier commun.

14. Les espèces classées EEE sont toutes reprises en annexe de l'AM du 8 octobre 2018 *fixant les règles générales de détention d'animaux d'espèces non domestiques, à l'exception du crabe chinois*.

15. Annexe I de l'AM du 8 octobre 2018.

naissance. En sus, ils figurent sur un registre des entrées et sorties[16].

La détention, notamment par les particuliers, reste possible jusqu'à la mort des spécimens et se trouve limitée par les conditions suivantes. Seuls peuvent encore être détenus des spécimens en captivité pour lesquels la détention est régulière au plan administratif avant la date du 3 août 2016 ou du 2 août 2017[17], sans finalité commerciale, donc en tant qu'animal de compagnie, dont les conditions de détention empêchent toute reproduction, fuite, et dont les propriétaires ont déclaré en préfecture leur situation avant le 1er mai 2018[18].

Aussi, les détenteurs de stocks commerciaux ont su tirer leur épingle du jeu en ce qu'ils ont pu continuer à écouler leurs stocks de spécimens. Leur détention et leur transport ont ainsi pu se poursuivre pendant un laps de temps, plutôt que de procéder par anticipation d'un changement règlementaire au profit d'une interdiction de commerce de ces espèces. Pour cela, le stock devait toutefois être détenu avant le 3 août 2016 ou le 2 août 2017[19], et être déclaré en préfecture avant le 1er mai 2018. Pour se défaire des spécimens détenus, ces derniers ont dû être vendus ou transférés à des établissements autorisés avant le 3 août 2018 ou devront l'être avant le 2 août 2019[20]. Pour quelques espèces, la cession à des utilisateurs non commerciaux est demeurée permise jusqu'au 2 août 2018[21]. Cette brèche dans le dispositif apparaît regrettable en ce que l'ensemble des voies d'introduction dans le milieu naturel ne sont pas circonscrites. Pour tous les spécimens restants, l'abattage ou l'élimination s'est avérée être la dernière option.

II-B. La mise en œuvre de moyens d'action variés pour lutter contre la propagation des EEE en nature

Ces différents moyens trouvent leur source dans des règlementations distinctes. À présent, la règlementation propre aux EEE pourrait apparaître comme celle à privilégier. Elle n'est pourtant pas systématiquement la plus opérante.



▲ *En vue de renforcer la lutte contre sa prolifération et les nuisances qu'elle engendre, la bernache du Canada a également le statut d'espèce chassable en France depuis 2011.*

L'article L. 411-8 du Code de l'environnement dispose que « *Dès que la présence dans le milieu naturel d'une des espèces mentionnées aux articles L. 411-5 ou L. 411-6 est constatée, l'autorité administrative peut procéder ou faire procéder à la capture, au prélèvement, à la garde ou à la destruction des spécimens de cette espèce* ». Les arrêtés qui encadrent ces opérations, pris sauf urgence après consultation du CSRPN, doivent préciser la période et le lieu d'intervention, l'identité et la qualité des personnes amenées à intervenir, les procédés techniques employés ainsi que la destination finale des spécimens[22]. S'agissant des méthodes utilisées pour la capture, le prélèvement, la garde ou la destruction des spécimens, celles-ci doivent être sélectives par leur principe et leurs conditions d'emploi, et exclure tout impact significatif sur les habitats naturels ou sur l'environnement. Bien souvent, les spécimens visés par ces opérations sont présents sur des propriétés privées, ce qui nécessite de recourir à une procédure bien connue du droit administratif, à savoir l'application de la loi du 29 décembre 1892[23]. Lorsque cela est nécessaire, il est d'ailleurs impératif qu'un arrêté organisant une opération de lutte prévoie expressément la possibilité d'intervention sur les propriétés privées par les agents ou personnes désignées par l'administration. Une fois cet arrêté affiché en mairie dix jours au moins avant le début des opérations, à défaut de convention amiable, il est fait au propriétaire du terrain une notification par lettre recommandée, indiquant le jour et l'heure de l'opération sur sa propriété. Lorsqu'il s'agit d'une propriété close, l'opération pourra se dérouler après un délai de cinq jours après notification au propriétaire des lieux. Cette nécessaire anticipation apparaît assez peu compatible avec l'indispensable réactivité à adopter après un signalement de présence.

Ces opérations effectuées sur des spécimens d'une EEE peuvent se dérouler de manière ponctuelle, notamment lorsqu'elles sont justifiées par l'urgence, mais aussi s'insérer dans un dispositif plus structuré. C'est le cas lorsqu'une série d'opérations s'intègre dans un plan de lutte[24]. Ces possibilités d'action s'intègrent dans les objectifs 4 et 5 de l'axe II de la Stratégie nationale EEE et portent sur l'intervention rapide et la maîtrise de ces espèces. Les conditions d'une action rapide participant justement à la maîtrise de l'espèce concernée peuvent toutefois être difficilement réunies. À l'usage et après évaluation du dispositif, la facilitation de mise en œuvre des plans de lutte pourrait d'ailleurs s'avérer nécessaire.

Si l'essentiel des EEE ne bénéficient d'aucun statut de protection – c'est d'ailleurs bien la finalité d'un tel classement –, d'autres possèdent celui de gibier chassable et d'espèce susceptible d'occasionner des dégâts[25]. Par exception aux

16. Décret n° 2017-230 du 23 février 2017 *relatif aux conditions d'identification et de cession des animaux d'espèces non domestiques détenus en captivité* et AM du 8 octobre 2018 *fixant les règles générales de détention d'animaux d'espèces non domestiques*.
17. Selon les espèces, la date est différente. Voir art. 4 I et II de l'AM du 14 février 2018 – espèces animales territoire métropolitain.
18. Cette date butoir devrait connaître un report au 1er juillet 2019 (arrêté non publié à la date de parution de cet article).
19. Selon les espèces, la date est différente. Voir annexes I-1 et I-2 ainsi que II-1 et II-2 des AM du 14 février 2018 - territoire métropolitain.
20. *Ibidem*.
21. Uniquement pour les espèces des annexes I-2 et II-2 de l'AM du 14 février 2018 – territoire métropolitain.
22. Art. R. 411-47 du C. Env.
23. Loi du 29 décembre 1892 sur les dommages causés à la propriété privée par l'exécution des travaux publics.
24. Art. L. 411-9 du C. Env.
25. AM du 26 juin 1987 *fixant la liste des espèces de gibier dont la chasse est autorisée*. AM du 2 septembre 2016 *relatif au contrôle par la chasse des populations de certaines espèces non indigènes et fixant, en application*

dispositions suscitées, le prélèvement de ces espèces implique le respect des règles de la police de la chasse. Ainsi, ces espèces non indigènes peuvent être chassées sur le territoire européen de la France et dans sa zone maritime, par des personnes autorisées dans le cadre de mesures de gestion visant à leur éradication, au contrôle de leur population ou à leur confinement, mais également être détruites par les détenteurs du droit de destruction. D'autres encore sont qualifiées d'organismes dont la prolifération constitue une menace pour la santé humaine au sens du Code de la santé publique[26], ou encore d'organismes nuisibles au sens du Code rural et de la pêche maritime[27].

Concrètement, pour déterminer les conditions d'intervention sur une espèce, il convient d'identifier si, en plus de l'acte règlementaire procédant au classement de l'espèce en tant qu'EEE, elle est régie par une autre règlementation. Pour les espèces qui sont également chassables ou susceptibles d'occasionner des dégâts, il n'est pas possible de détruire des spécimens sans respecter les règles propres à ces règlementations. En revanche, l'intervention par une personne non autorisée sur des espèces qui ne possèdent que le statut d'EEE et en dehors de tout acte règlementaire n'est à l'heure actuelle pas répréhensible.

Enfin, le recours aux dispositions de l'article L. 427-6 du Code de l'environnement relatives à la destruction administrative permet également l'intervention sur les espèces ayant un double statut (gibier chassable et/ou susceptible d'occasionner des dégâts et EEE), mais aussi sur les espèces non indigènes nouvellement arrivées, qui n'ont pas été intégrées à une quelconque liste et qui risquent de porter atteinte aux intérêts listés dans ledit article. L'utilisation des pouvoirs de police administrative générale peut aussi résoudre les éventuels troubles à l'ordre public causés par les animaux, mais pas pour ce qui concerne les dommages causés à la biodiversité.

Ces différents moyens permettent donc, en fonction des circonstances, une intervention sur une base juridique adaptée au regard des atteintes causées par les EEE.

Pour conclure

S'il faut reconnaître que le droit des EEE s'est grandement étoffé, soutenu par une stratégie nationale dont les effets devront être évalués au regard des objectifs poursuivis, la réduction des voies d'introduction est insuffisante en ce que l'écoulement des stocks diffère le tarissement de la source d'introduction. Les conditions d'une intervention réactive, d'autant plus pour une introduction récente pour laquelle les coûts humains, matériels et financiers de l'intervention restent supportables, ne sont pas systématiquement réunies. Les délais de procédure induits peuvent être l'une des causes du passage d'une situation maîtrisable à une expansion incontrôlée. Cependant, les axes de la Stratégie nationale EEE sont plus variés que les seuls aspects juridiques et laissent à penser que dans sa globalité, la question de la lutte contre les EEE est une thématique centrale dont l'autorité administrative doit se saisir à différents niveaux. Sans pouvoir déterminer si la problématique sera résolue, on constate qu'elle dispose d'outils juridiques qui peuvent s'avérer suffisants en l'état ; il reste à y associer les moyens suffisants. ●



▲ *Suite au récent renforcement de la réglementation sur les EEE, l'ONCFS s'est associé à l'AFB et au ministère de la Transition écologique et solidaire pour publier une brochure synthétique sur les nouvelles obligations entrées en vigueur. (http://www.oncfs.gouv.fr/IMG/pdf/Plaquette-EEE-DEB-ONCFS-AFB.pdf).*

de l'article R. 427-6 du Code de l'environnement, la liste, les périodes et les modalités de destruction des espèces non indigènes d'animaux classés nuisibles sur l'ensemble du territoire métropolitain.

26. Art. L. 1338-1 et suivants et D. 1338-1 et suivants du Code de la santé publique. AM du 26 avril 2017 *relatif à la lutte contre les espèces végétales nuisibles à la santé.*

27. Art. L. 251-3 et suivants du Code rural et de la pêche maritime. AM du 31 juillet 2000 *établissant la liste des organismes nuisibles aux végétaux, produits végétaux et autres objets soumis à des mesures de lutte obligatoire.*

La gestion de l'ibis sacré en France : savoir anticiper et réagir rapidement lors de la détection d'individus échappés de captivité



▲ *Ibis sacrés jeunes et adultes, observés dans le marais de Brière (44) en 2017.*

Jean-François Maillard[1], Pierre Yésou[2]

[1] ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Mission Espèces exotiques envahissantes – Nantes.
[2] Ingénieur, ancien expert international.

Contacts : jean-francois.maillard@oncfs.gouv.fr ; p.yesou@gmail.com

Certaines espèces appartenant à la faune sauvage comme l'ibis sacré sont détenues en captivité. Cet oiseau au long bec incurvé s'en est parfois soustrait pour former des colonies reproductrices en milieu naturel. La prévention de telles introductions est le cœur du règlement UE 1143/2014, et des enseignements sont à retirer des cas d'échappées des dernières décennies pour en éviter de nouvelles.

Les oiseaux ont toujours accompagné le développement des sociétés humaines, comme en témoigne la domestication de certaines espèces. Plus récemment, cette relation particulière s'est manifestée par la création de collections d'espèces sauvages en captivité, à caractère privé ou au sein d'établissements de présentation au public (zoos ou parcs animaliers). Ces collections, outre le fait d'additionner des espèces provenant d'aires biogéographiques variées, peuvent revêtir un objectif conservatoire pour sauvegarder des espèces rares et menacées, avec à terme l'opportunité de les réintroduire dans un habitat naturel restauré. Mais nombreuses sont celles qui sont élevées pour le seul attrait du public.

Bien que certains dispositifs aient été mis en place pour éviter qu'il y ait des échappées, force est de constater que certaines espèces d'oiseaux ont su s'émanciper de leur captivité et former des populations à l'état libre en colonisant des territoires nouveaux. Dans certaines conditions, ces populations exogènes ne sont pas sans engendrer un impact, voire une menace parfois, sur un pan de l'écosystème d'accueil. En France, la prise de conscience des impacts potentiels de ces échappées de captivité a été progressive ; elle s'est accompagnée de la mise en place de mesures réglementaires renforçant la détention des espèces, ainsi que de recommandations impulsées en particulier par la Convention de Berne (voir par exemple le code de conduite européen sur les jardins zoologiques et aquariums et les espèces exotiques envahissantes – Scalera *et al.*, 2016). Plus récemment, le règlement (UE) 1143/2014 relatif aux espèces exotiques préoccupantes pour l'Union européenne a accentué la nécessité d'une prévention des échappées de captivité. Sur la base d'une analyse de risque (Wright, 2011), l'ibis sacré (*Threskiornis aethiopicus*) a été identifié comme l'une des espèces dont la captivité doit être surveillée pour éviter qu'il ne puisse rejoindre les milieux naturels.



▲ *En vol, les parties noires du corps de l'ibis sacré contrastent fortement avec le blanc de son plumage, ce qui permet de l'identifier aisément.*

La famille des ibis

Dans l'ordre des pélécaniformes, la famille des threskiornithidés regroupe les ibis au sens strict, et les spatules caractérisées par un bec en forme de cuillère. Cette famille comprend une trentaine d'espèces réparties essentiellement dans les régions tropicales et subtropicales, et dans quelques zones tempérées. L'ibis rouge (*Eudocimus ruber*) est l'une des espèces d'oiseaux les plus emblématiques d'Amazonie, et particulièrement de Guyane française. Deux espèces d'ibis fréquentent naturellement le Paléarctique occidental et notamment l'ouest de l'Europe : l'ibis falcinelle (*Plegadis falcinellus*), espèce cosmopolite à large répartition mondiale, peu fréquente en France mais qui montre ces dernières années une croissance notable en zone méditerranéenne (Camargue) et dans l'ouest du pays ; l'ibis chauve (*Geronticus eremita*), en danger critique d'extinction. Originaire d'Afrique du Nord, d'Europe méridionale et du Moyen-Orient jusqu'à l'Érythrée, l'ibis chauve ne survit plus qu'au Maroc, peut-être encore en Syrie, et une population semi-captive vit en Turquie ; l'espèce fait l'objet de programmes de réintroduction en Espagne et en Suisse. Autre représentant des threskiornithidés présent en France, la spatule blanche (*Platalea leucorodia*), bien qu'en forte croissance, reste localisée notamment en bordure littorale atlantique, dans le nord de la France et près de la Méditerranée.

L'ibis sacré

Depuis le début des années 1990, une autre espèce d'ibis native du continent africain fréquente les zones humides du littoral atlantique, particulièrement en Loire-Atlantique, Morbihan et Vendée, ainsi qu'en plus faible nombre près de la côte méditerranéenne : l'ibis sacré. L'aire naturelle de cette espèce couvre l'Afrique subsaharienne, où elle est commune et répandue (***encadré 1***). Elle ne se disperse pas naturellement vers l'Europe depuis l'Afrique, à la différence par exemple du héron garde-bœuf (*Bubulcus ibis*), qui a su traverser l'océan Atlantique depuis les savanes africaines pour conquérir les habitats les plus tempérés du Vieux Continent. L'ibis sacré est inscrit dans la catégorie C de la Liste des oiseaux de France (https://crbpo.mnhn.fr), catégorie regroupant les espèces introduites ou

▶ Encadré 1 • Situation de l'ibis sacré dans son aire native

L'ibis sacré est une espèce commune à très commune à travers l'essentiel de son aire de répartition naturelle africaine. L'Union internationale pour la conservation de la nature place l'espèce dans la classe *Least Concern*, c'est-à-dire que son statut est peu préoccupant. Sa population mondiale est estimée à environ 200 000 à 450 000 individus. Toutefois, cet oiseau associé au dieu Thot a disparu d'Égypte où il nichait jusque vers 1850 ; son déclin aurait débuté il y a plus de 1 500 ans, possiblement à la suite des modifications d'habitats et des prélèvements excessifs. Ainsi, le naturaliste français Marie-Jules-César Lelorgne de Savigny a décrit sur ses planches en 1805 un oiseau qui ne fréquente pas l'Égypte toute l'année, mais comme un migrateur « *annonçant la crue du Nil* » et observé de juin à janvier. Il est rapporté comme ne fréquentant à cette époque que le sud de l'Égypte, en continuité avec le nord du Soudan.



▲ *L'ibis sacré peut être un prédateur d'œufs et de jeunes d'espèces d'oiseaux aquatiques (ici un individu harcelé par des guifettes moustacs pour repousser le danger). Ce risque a conduit à la prise de mesures pour limiter le développement des populations introduites, notamment en France.*

échappées de captivité en France métropolitaine depuis plusieurs années, qui ont fait souche et dont au moins une population se maintient par reproduction en milieu naturel, indépendamment d'éventuels apports supplémentaires d'origine humaine.

L'ibis sacré est aisément reconnaissable par son plumage blanc, à l'exception de sa tête et de son cou dénudé qui sont de couleur noire tout comme le bout de ses ailes, et surtout par son bec noir très caractéristique qui est long et recourbé vers le bas. En vol, tête, cou, franges alaires et pattes noires se détachent nettement du blanc. Cet oiseau peut cependant être confondu en vol avec la spatule blanche à contre-jour et si on ne prête pas attention au bec, ainsi qu'avec l'aigrette garzette (*Egretta garzetta*).

Dans leur aire africaine tout comme en France, les ibis sacrés sont des oiseaux d'espaces ouverts, fréquentant particulièrement les zones humides. Les grands types de milieux qu'ils affectionnent sont les prairies inondées, les zones intertidales des estuaires, les zones agricoles herbacées ou labourées. Mais ils peuvent aussi fréquenter des décharges de déchets alimentaires, où ils recherchent des proies à vue, comme fouiller de leur bec la vase ou les terrains meubles. L'ibis sacré se nourrit le plus souvent en groupe, parfois en compagnie d'autres espèces comme des cigognes, des spatules et des aigrettes garzettes. Son régime alimentaire en Afrique se compose de petites proies comme les grillons, les coléoptères aquatiques, les crustacés, les petits poissons et les batraciens (Clergeau *et al*., 2010). Là, tout comme dans les populations introduites en France, des cas de prédation ont été observés sur des œufs et de jeunes oiseaux aquatiques, surtout d'espèces coloniales. En Afrique, ce type de prédation est rapporté notamment sur le pélican blanc (*Pelecanus onocrotalus*) et le manchot du Cap (*Spheniscus demersus*) – (Williams & Ward, 2006) ; en France, sur des nichées de diverses espèces dont des anatidés comme le canard colvert (*Anas platyrhynchos*), la sarcelle d'été (*A. querquedula*), également sur le cormoran huppé (*Phalacrocorax aristotelis*), le bihoreau gris (*Nycticorax nycticorax*) et sur des sternes et guifettes (guifette noire *Chlidonias niger*, sterne caugek *Sterna sandvicensis* et sterne pierregarin *S. hirundo*) – (Clergeau *et al.*, 2005).

En France comme ailleurs en Europe, cette prédation sur des oiseaux a été considérée comme un risque pour la conservation de certaines espèces, déjà fragilisées par la détérioration des habitats de zones humides. La prise en considération de ce risque par l'administration a conduit à l'édiction de mesures de limitation des populations introduites, en France, en Espagne, en Belgique.

Un oiseau issu de la faune captive en France

L'ibis sacré est une espèce présente en France dans certains établissements de présentation d'animaux au public et chez certains particuliers dûment autorisés.

Une enquête nationale, conduite en 2016 auprès des directions départementales de la cohésion sociale et de la protection des populations, indique qu'environ 500 ibis sacrés au total seraient détenus au sein d'une quarantaine d'établissements de présentation au public (zoos) et d'une dizaine d'établissements d'élevage et de centres de sauvegarde de la faune sauvage (Maillard, 2017). Ces ibis sacrés sont tous issus d'une reproduction en captivité. Cette espèce adaptable, grégaire et coloniale s'y reproduit en effet aisément, pour peu que soient constitués des groupes sociaux stables. Au sein des zoos, les ibis sacrés peuvent être présentés dans des volières closes ou ouvertes, avec des oiseaux éjointés ou dont le vol est entravé par la taille régulière des rémiges. Néanmoins, la présentation en vol libre de cette espèce au sein d'un spectacle

scénique d'oiseaux de diverses espèces est également pratiquée. Dans ce cas, les oiseaux ne sont laissés libres de voler qu'à ces occasions, puis ils retournent d'eux-mêmes vers leur lieu de remisage par imprégnation.

En France, les populations d'ibis sacrés se sont installées dans le milieu naturel à partir d'échappés de captivité : sur la façade atlantique, de la Bretagne à la Gironde, depuis la fin des années 1980, et près des côtes méditerranéennes, du Roussillon à la Camargue, depuis le milieu des années 1990 (***encadré 2***).

À trois reprises, des échappées conséquentes d'individus ont eu lieu, selon des modalités différentes qui sont développées ci-après.

Des émancipations progressives à partir de parcs privés

Tandis que les premiers adultes captifs importés du Kenya avaient été éjointés (une dizaine d'oiseaux), leur progéniture était laissée libre de voler sans entrave. Dix ans après les premières observations d'oiseaux en nature dans le Morbihan, les premières reproductions à l'extérieur d'un parc zoologique privé ont été observées en 1993 au lac de Grand-Lieu, distant de 70 km du parc, puis au sein d'autres colonies d'oiseaux arboricoles dans le golfe du Morbihan, en Brière, dans l'estuaire de la Loire, pour atteindre environ 1 700 couples en 2006. L'émancipation des oiseaux a été progressive, restant inféodés au parc dans les premières années pour une partie de leur alimentation. Plus aucun jeune n'ayant été laissé libre de voler dans le parc zoologique à partir de 1997, cet essor remarquable tient à la reproduction en milieu naturel.

Une autre installation de cette espèce en nature s'est faite de la même façon depuis un zoo de l'Aude, en région méditerranéenne. À partir de huit spécimens importés d'Angleterre, l'acclimatation d'une petite colonie a débuté dans les années 1980 à l'intérieur du parc, au sein d'un habitat de type « savane africaine » reconstitué. Laissés libres de voler, les ibis ont fréquenté les zones humides environnantes à partir du début des années 1990, et se sont reproduits en milieu naturel à compter de l'année 2000. Leur effectif a augmenté pour atteindre 105 couples nicheurs dès 2005 sur un étang proche du parc. Au cours de l'année 2000, quelques individus ont également été aperçus en Camargue, à 130 km à l'est de leur site d'introduction, témoignant ici aussi d'une grande capacité de dispersion. Cette population férale a été maîtrisée et aucune reproduction ne semble désormais avoir lieu près du littoral méditerranéen.



▲ *Les ibis présents à l'état libre en France se répartissent en quasi-totalité sur la façade atlantique, de la Bretagne à la Gironde.*

▶ Encadré 2 • État des populations férales d'ibis sacrés en France en 2018

La totalité des ibis sacrés (à l'exception de quelques individus en Méditerranée) s'observe sur la façade atlantique, des côtes du Finistère sud (où quelques individus stationnent) à l'estuaire de la Gironde, la plupart du temps en groupes allant de quelques unités à plusieurs dizaines d'individus. Au sein de cet ensemble et au fil des saisons, les oiseaux évoluent entre les sites coloniaux de reproduction et les dortoirs hivernaux. La population française d'ibis sacrés a été estimée fin février 2018 à 300-350 oiseaux sur la base des effectifs recensés par l'ONCFS dans les dortoirs hivernaux en Bretagne (Morbihan), Pays de la Loire (Loire-Atlantique et Vendée) et Nouvelle-Aquitaine (Charente-Maritime). En 2017, les nicheurs se sont cantonnés avant tout dans le département de la Loire-Atlantique, plus quelques-uns en Charente-Maritime, pour un effectif total d'environ 160 couples. Après avoir atteint un maximum en 2006-2007 (***figure***), les effectifs ont décliné à la suite de la mise en place dès 2006 des opérations de lutte menées à la demande de l'État par l'ONCFS, et depuis 2009 sur le lac de Grand-Lieu par la Société nationale pour la protection de la nature, gestionnaire de la réserve naturelle nationale où la reproduction est active.

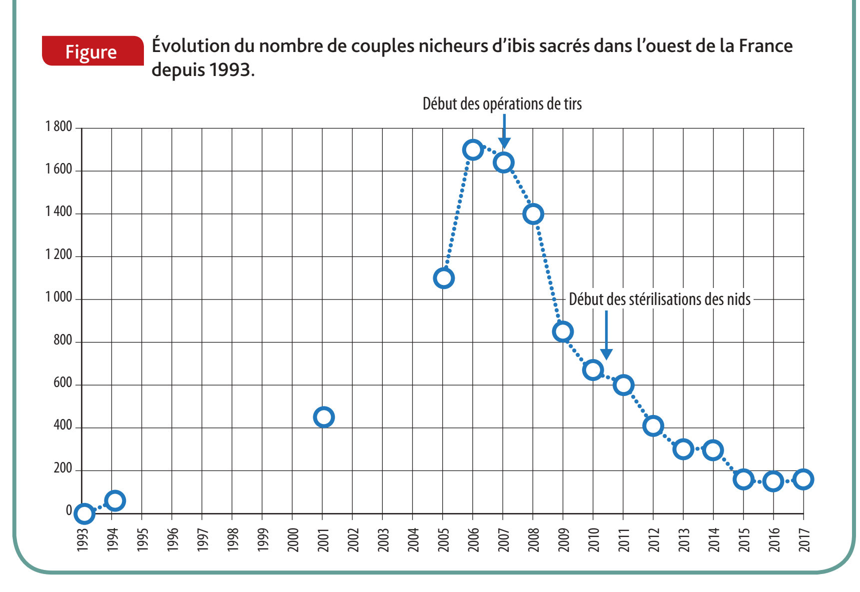


Figure **Évolution du nombre de couples nicheurs d'ibis sacrés dans l'ouest de la France depuis 1993.**

Une évasion ponctuelle à la suite d'une rupture de l'enceinte d'un zoo

Un tel événement s'est produit dans le courant de l'été 2007 au sein d'un parc zoologique des Alpes-Maritimes, entraînant la fuite de 38 ibis sacrés. Cette rupture de volière a pu être d'origine accidentelle (chute d'arbre, vent violent), être issue d'un acte de malveillance ou encore être due au mauvais entretien du site. Ces oiseaux n'ont pas fait souche, du fait d'opérations de lutte rapides.

L'introduction d'ibis sacrés à partir d'oiseaux captifs n'est pas spécifique à la France

Elle a en effet également eu lieu dans d'autres pays européens (Espagne, Italie, Portugal, Pays-Bas), en Asie, ou encore en Floride. Les ibis sacrés qui se sont échappés du zoo de Barcelone en Espagne se sont installés dans un parc public voisin, où la première reproduction a eu lieu en 1974 avant d'être maîtrisée. En Italie, la reproduction dans la haute vallée du Pô, dans le Piémont, a débuté en 1989 ; 26 couples y ont niché en 2000. Des informations récentes indiquent une nette dispersion depuis le Piémont, qui a entraîné des tentatives de reproduction en Vénétie et en Toscane. À la fin de l'année 2016, un recensement coordonné par le groupe ornithologique piémontais a permis de dénombrer 4 068 individus dans 13 dortoirs du nord-ouest de l'Italie : la population italienne, restée faible pendant une vingtaine d'années, est maintenant en plein essor et, du fait des limitations d'effectifs entreprises en France, est devenue la plus importante d'Europe. À Taïwan, une douzaine d'oiseaux qui se sont échappés d'un jardin zoologique au début des années 1990 ont rapidement établi une population florissante, avec des centaines d'individus vivant dans la nature en 2002. Enfin, aux États-Unis, après à un ouragan en 1992, cinq ibis sacrés se sont échappés du zoo de Miami en Floride pour se reproduire en nature, notamment dans les Everglades, avant d'en être complètement retirés. Une synthèse récente (Yésou *et al.*, 2017) détaille ces diverses introductions et fournit les références les concernant.

Surveillance et réaction rapide : mieux vaut prévenir que guérir

En France, les deux situations qui ont conduit à l'installation de populations pérennes avant intervention pour leur maîtrise sont celles où les oiseaux étaient laissés libres de voler sans entrave. Cette liberté, consentie et assumée par les responsables des élevages concernés, découle d'une faible prise en compte du risque de voir des espèces captives exogènes devenir des menaces pour la biodiversité une fois installées en nature. Elle découle aussi d'une absence de retour d'expériences.

Ainsi, les dispositions réglementaires en vigueur dans les décennies 1980-1990 (arrêté ministériel du 21 août 1978 fixant les caractéristiques auxquelles doivent satisfaire les installations fixes ou mobiles des établissements présentant au public des spécimens vivants de la faune locale ou étrangère) n'abordaient aucunement le cas particulier d'oiseaux laissés en semi-liberté. L'évasion des animaux n'était abordée qu'au travers de l'article 3 (clôtures et séparations : « *Les limites de l'établissement seront matérialisées par une clôture extérieure, distincte de celle des enclos réservés aux animaux, destinée à éviter toute évasion ou toute pénétration non contrôlée d'animaux* »). L'arrêté du 25 mars 2004 a abrogé ce précédent texte, et fixe les règles générales de fonctionnement et les caractéristiques générales des installations des établissements zoologiques à caractère fixe et permanent présentant au public des spécimens vivants de la faune locale ou étrangère. Cet arrêté précise par son article 67 que l'éjointage des oiseaux laissés en liberté peut être pratiqué afin d'éviter leur évasion, et que lorsque des oiseaux sont présentés en vol libre au cours de spectacles, ils doivent avoir reçu un apprentissage suffisant assurant leur retour. Enfin, il précise que tous les moyens doivent être mis en œuvre pour récupérer les animaux évadés.



▲ *Opération d'élimination d'ibis sacrés par des agents de l'ONCFS.*



▲ *La détection de cette espèce atypique par des signalements de terrain est à encourager, notamment par les réseaux naturalistes.*

Réaction rapide

L'exemple de l'ouest de la France est un cas d'école : l'absence de réaction rapide a engendré l'installation en nature, en nombre très important, d'une espèce exogène captive qui a trouvé de nouveaux habitats propices à son essor. Les pouvoirs publics, à l'époque moins sensibilisés à la problématique des espèces exotiques envahissantes qu'à l'heure actuelle, ont mis en place des mesures de lutte une dizaine d'années après les premiers cas de reproduction sur le lac de Grand-Lieu, alors que les effectifs étaient déjà conséquents. Une réaction rapide, dès le début de l'émancipation des ibis sacrés hors de leur lieu de captivité, aurait limité le recours aux mesures administratives de lutte qui se poursuivent jusqu'à présent.

Prévention

L'inscription récente de l'ibis sacré en tant qu'espèce préoccupante pour l'Union européenne renforce la nécessité d'une parfaite maîtrise de sa captivité. En effet, ce règlement et les textes nationaux en découlant placent la détention de cette espèce comme une mesure dérogatoire à l'interdiction de captivité et d'utilisation de celle-ci. Pour disposer d'une telle dérogation, uniquement permise à des établissements de conservation ou de recherche, le requérant doit satisfaire à un certain nombre de points prévus par l'article R. 411-40 du Code de l'environnement. En particulier, le dossier de demande doit contenir une description des mesures prévues pour garantir que toute fuite ou propagation est impossible à partir des installations de détention dans lesquelles les spécimens seront conservés et manipulés, ainsi que lors de leur transport. Il doit contenir aussi une évaluation des risques de fuite des spécimens, accompagnée d'une description des mesures prévues pour minimiser ces risques ainsi que d'une description du système de surveillance prévu et du plan d'intervention d'urgence élaboré pour faire face à toute fuite ou propagation, y compris, le cas échéant, un plan d'éradication. Cette volonté contraignante du législateur est à considérer comme préventive à tous risques d'installation en nature d'espèces exogènes.

Détection

Bien que toutes les précautions soient prises au travers des textes réglementaires précédents, des échappées ponctuelles ou plus importantes d'ibis sacrés peuvent survenir dans des situations extrêmes. La détection de ces oiseaux est l'étape suivante de la prévention et elle se révèle importante pour apporter une réponse adaptée. Il s'agit alors de mettre en œuvre les obligations réglementaires de récupération des oiseaux échappés ; il est cependant des cas (par exemple ibis sacrés introduits en Italie se déplaçant jusqu'en Provence) où cette action peut être difficile et insuffisante. L'information des autorités compétentes est également une nécessité, afin d'engager une veille dans les territoires avoisinants. La détection se fait en particulier au travers des signalements de terrain de cette espèce atypique, lesquels sont à encourager au sein des réseaux naturalistes notamment.

Conclusion

Le règlement européen sur les espèces exotiques envahissantes vise avant tout à prévenir de nouvelles introductions néfastes à la biodiversité, en agissant sur les voies d'introduction. La captivité est l'une de ces voies et fait l'objet d'une attention particulière de la part des pouvoirs publics, au travers de différents textes réglementaires applicables aux particuliers et aux professionnels. C'est par une bonne mise en œuvre de la chaîne « prévention-détection-réaction rapide » que des situations parfois délicates comme celle de l'ibis sacré seront évitées. ●

Bibliographie

- Clergeau, P., Yésou, P. & Chadenas, C. 2005. *Ibis sacré (*Threskiornis aethiopicus*). État actuel et impacts potentiels des populations introduites en France métropolitaine*. Rapport d'expertise collective au MEDD/Diren Pays de la Loire et Bretagne, contrat 137 44–10/60 du 06/12/2004. Rennes et Nantes, INRA & ONCFS. www.oncfs.gouv.fr/IMG/pdf/ibis_INRA_ONCFS.pdf
- Clergeau, P., Reeber, S., Bastian, S. & Yésou, P. 2010. Le profil alimentaire de l'ibis sacré *Threskiornis aethiopicus* introduit en France métropolitaine : espèce généraliste ou spécialiste ? *Revue d'écologie (Terre & Vie)* 65 : 331-342.
- Maillard, J.-F. 2017. *Synthèse nationale des détenteurs de mammifères et d'oiseaux concernés par la première liste du 13 juillet 2016 de l'Union européenne sur les espèces préoccupantes et recommandations pour la mise en œuvre des dispositions réglementaires*. ONCFS.
- Scalera, R., Genovesi, P., de Man, D., Klausen, B. & Dickie, L. 2016. *Code de conduite européen sur les jardins zoologiques et aquariums et les espèces exotiques envahissantes*. Conseil de l'Europe. 41 p.
- Williams, A.J. & Ward, V.L. 2006. Sacred Ibis and Gray Heron predation of Cape Cormorant eggs and chicks; and a review of ciconiiform birds as seabird predators. *Waterbirds* 29: 321-327.
- Wright, L. 2011. GB *Non-native Organism Risk Assessment for* Threskiornis aethiopicus. ww.nonnativespecies.org
- Yésou, P., Clergeau, P., Bastian, S., Reeber, S. & Maillard, J.-F. 2017. The Sacred Ibis in Europe: Ecology and management. *British Birds* 110 : 197-212.

Le muntjac de Reeves, un nouveau cervidé exotique envahissant nécessitant une réaction rapide


© M. Terlin/ONCFS

▲ *Muntjac de Reeves mâle (on note la présence de bois à un seul andouiller).*

Paul Hurel[1], Marylou Terlin[1], Franck Derré[2], Aurélie Barboiron[3]

[1]ONCFS, Délégation interrégionale Centre-Val de Loire, Île-de-France – Orléans.
[2]ONCFS, Service départemental d'Indre-et-Loire – Montbazon.
[3]ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Ongulés sauvages – La Petite-Pierre.

Contacts : paul.hurel@oncfs.gouv.fr ; terlin.marylou@gmail.com ; franck.derre@oncfs.gouv.fr ; aurelie.barboiron@oncfs.gouv.fr

Le muntjac de Reeves ou cerf muntjac est un petit cervidé asiatique dont la présence a été détectée en Région centre-Val de Loire. Échappée d'un élevage, cette espèce au fort potentiel dispersif et invasif fait l'objet de mesures de réaction rapide, en vue de procéder à son retrait du milieu naturel.

Un cervidé primitif…

Le cerf muntjac fait partie de la famille des *Muntiacinae* qui serait directement dérivée des *Euprox*, cervidés d'origine asiatique ayant vécu au Miocène entre 16 et 9 millions d'années avant notre ère. Le cerf muntjac reprend ainsi des caractéristiques physiques peu communes, comme la présence de canines supérieures très développées ou encore de bois simples, non ramifiés, qui ajoutent au caractère primitif de cette espèce selon certains paléontologues.

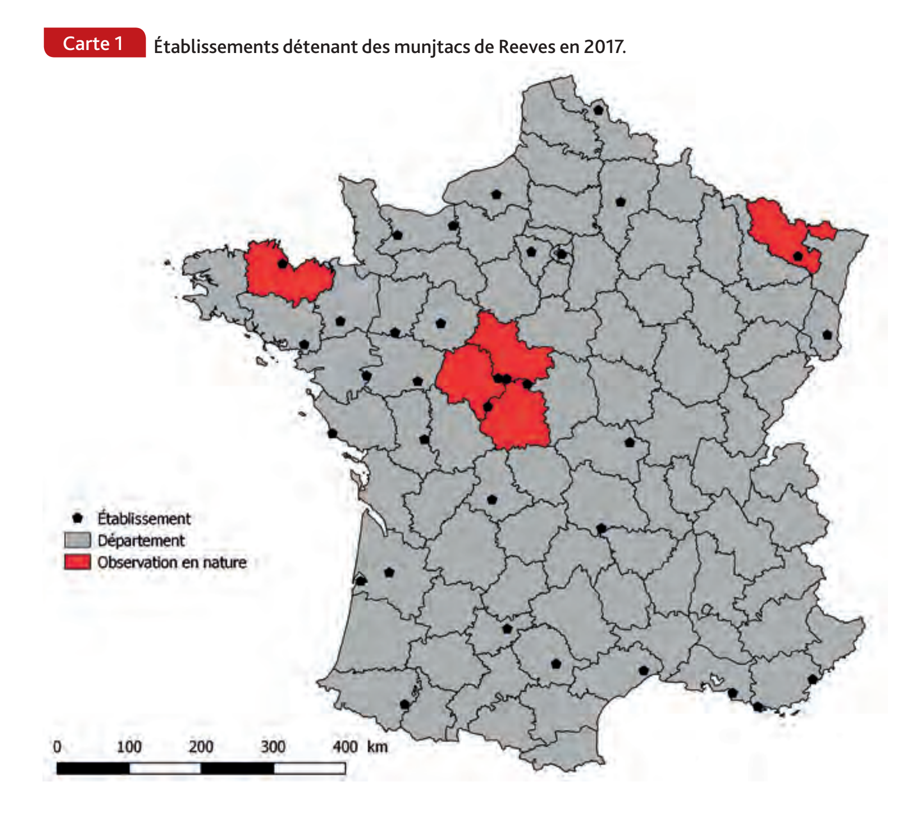
Il existe plusieurs espèces et sous-espèces de muntjac. Le genre *Muntiacus* comprend ainsi au moins 11 espèces, toutes originaires d'Asie. L'espèce qui nous intéresse ici est *Muntiacus reevesi* ou muntjac de Reeves – du nom de John Reeves, naturaliste britannique l'ayant décrite au début du XIX[e] siècle. Cette espèce est originaire plus précisément de Chine continentale et de l'île de Taïwan.

… prisé pour l'ornement

Les traits morphologiques primitifs et la petite taille du muntjac de Reeves ont rapidement fait de lui un objet de curiosité pour l'homme ; au cours du XIX[e] siècle, il va le choisir comme animal d'ornement et l'exposer en jardin d'acclimatation. Ce sera le cas notamment en Grande-Bretagne et en France, où l'on mentionne dès 1838 l'achat de spécimens en provenance de Chine pour le zoo de Londres, mais aussi pour le Jardin des plantes à Paris. Bon nombre de particuliers vont également chercher à acquérir cette espèce pour leurs parcs à des fins d'ornement, mais aussi de chasse. En effet, en plus de ses qualités esthétiques, le muntjac va rapidement devenir un mets de choix du fait des qualités de sa chair.

Un inventaire réalisé par l'ONCFS, avec l'appui de l'administration et de l'Association française des parcs zoologiques (AFDPZ), a permis d'estimer la population captive du muntjac de Reeves à environ 150 animaux en 2016. 35 établissements ont été recensés dont 28 établissements de présentation au public (environ une centaine d'animaux) et 5 établissements d'élevage (***carte 1***). Le nombre d'animaux détenus en établissements de présentation au public croît depuis 2010 et il s'agit de spécimens relativement jeunes, témoignant de l'intérêt du muntjac comme animal de vision.

Carte 1 Établissements détenant des munjtacs de Reeves en 2017.



Des introductions volontaires et involontaires

L'un des cas d'introduction les plus documentés est celui de l'abbaye de Woburn en Angleterre. À partir de 1894, plusieurs individus en provenance de Taïwan, mais aussi de Rambouillet et du zoo de Berlin, vont être introduits par le comte de Bedforshire dans le parc de l'abbaye. Des animaux vont dès lors s'y reproduire et, en 1901, 11 individus vont être libérés du parc et s'établir en nature à proximité. Un siècle plus tard, et à la suite des translocations à partir des populations introduites, on estime que la population globale de muntjac de Reeves sur les îles Britanniques avoisinerait les 50 000 individus (Dick *et al.*, 2009). Selon une étude de 2015 (Freeman *et al.*, 2016), on retrouve les marqueurs génétiques des 5 femelles relâchées en 1901 sur tous les individus prélevés en Angleterre à ce jour. Leur répartition actuelle couvre maintenant la majeure partie du sud et de l'est de l'Angleterre, et s'étend jusqu'au pays de Galles et en Écosse. D'autres foyers vont se développer en Europe vers la fin du xxe siècle, notamment en Belgique et aux Pays-Bas, où les populations semblent actuellement localisées et en cours de régression (Bottiau, 2018). L'espèce a également été introduite au Japon dans les années 1960. En France, de rares observations d'individus isolés sont mentionnées dans les enquêtes du réseau Ongulés sauvages[1] dans certains départements comme les Côtes-d'Armor, avec un cerf muntjac percuté par un véhicule en 2012 (Saint-Andrieux *et al.*, 2014), ou la Moselle avec le prélèvement d'un individu en 2017. Il s'agit probablement d'individus échappés de captivité, détenus sans autorisation administrative.

1. Réseau Office national de la chasse et de la faune sauvage-Fédération nationale des chasseurs-fédérations départementales des chasseurs.



◀ *Le muntjac de Reeves peut induire des dégâts importants sur la végétation par son action de pâturage.*

Une espèce exotique envahissante

La présence de cette espèce très adaptable en dehors de son aire de répartition originelle peut entraîner certains effets dommageables pour la faune et la flore locales, de même que pour certaines activités de production. Ainsi en Grande-Bretagne, en absence de prédateurs, le muntjac de Reeves exprime pleinement son potentiel démographique et peut atteindre de fortes densités (de 60 à 76, voire 120 animaux au km² – Hemami *et al.*, 2005). Dans certaines zones, des dommages importants sont signalés en horticulture, cultures de plantes ornementales et vignes, jardins de particuliers (White *et al.*, 2003). Le muntjac de Reeves peut avoir un impact non négligeable sur certaines espèces végétales de sous-bois : Cooke & Farrel (2001) ont attribué la raréfaction de la jacinthe des bois et de la mercuriale vivace dans la réserve naturelle nationale de Monk's Wood, au nord de Cambridge, à son pâturage. Son régime alimentaire impacte également la régénération forestière et se surajoute aux enjeux déjà forts de l'équilibre sylvo-cynégétique. Les autorités sont également très vigilantes au sujet des collisions routières, courantes dans les zones à fortes densités d'animaux.

Face ce constat et sur la base d'une analyse de risque portée par le « Non-native Species Secretariat » britannique (www.nonnativespecies.org), le cerf muntjac a été inscrit en 2016 sur la première liste des espèces préoccupantes pour l'Union européenne (RUE 2016/1141).

Une population en Touraine ?

Alors que les signalements de cerf muntjac en France étaient rares et ponctuels jusqu'alors, des observations plus régulières de cette espèce sont rapportées dans certaines forêts d'Indre-et-Loire et du Loir-et-Cher dès 2015, notamment autour de la commune de Céré-la-Ronde. Après une enquête plus détaillée, aux dires des lieutenants de louveterie et des agents de l'ONCFS sur le secteur, il y aurait effectivement bien quelques animaux en nature, à proximité d'un établissement d'élevage autorisé renfermant plusieurs muntjacs de Reeves. Après une première visite de la propriété d'où seraient issus les animaux féraux et un échange avec le propriétaire, il est confirmé que l'espèce en présence est bien *Muntiacus reevesi*. Le parc compterait une trentaine d'individus à parts égales entre mâles et femelles. Ces animaux seraient issus d'un mâle et de 4 femelles acquis au zoo de Magdeburg (Saxe-Anhalt, Allemagne) par le propriétaire,

respectivement en 1996 et 1998. Selon les dires de chasseurs locaux, des reproductions seraient observées chaque année et des jeunes réussiraient à franchir le grillage aux mailles trop lâches pour cette espèce.

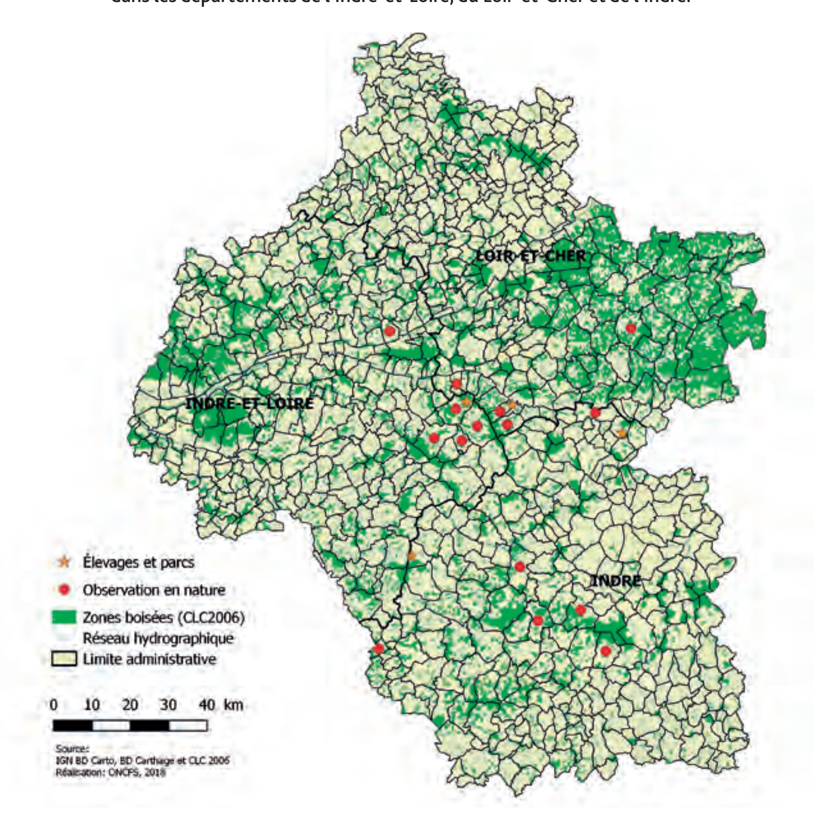
Enquête de terrain

Afin d'affiner les connaissances et d'apprécier l'étendue de la population férale, une enquête a été initiée en 2017 auprès des riverains, des chasseurs locaux, des fédérations départementales des chasseurs et des forestiers. Un état des lieux va ainsi être mené durant trois mois à la fin de 2017 par une chargée de mission recrutée par l'ONCFS spécifiquement sur le sujet.

À la suite de cette enquête, il apparaît que les chasseurs locaux notent des observations de cette espèce en nature depuis le début des années 2000. Des observations sont également signalées dans d'autres secteurs de l'Indre-et-Loire ainsi que dans deux départements limitrophes, l'Indre et le Loir-et-Cher (***carte 2***). D'après l'historique de la dispersion en Grande-Bretagne, la vitesse d'expansion naturelle de l'espèce sans intervention humaine serait d'un kilomètre par an (Marchant, 2016). Sur cette base, depuis les années 2000, des individus pourraient ainsi être observés à près d'une vingtaine de kilomètres du point d'introduction. Or des observations ont été faites à plus de 80 kilomètres du parc dans les départements de l'Indre et du Loir-et-Cher, laissant envisager une possible autre source d'introduction non connue par l'administration (***carte 2***). La translocation d'individus depuis une zone source est également avancée en Grande-Bretagne comme un facteur dispersif de l'espèce.

Pour compléter ce travail d'enquête, un suivi au piège photographique a été conduit à proximité immédiate du site potentiel d'introduction. Si le nombre de pièges photographiques mis à disposition durant la période d'étude et les clichés pris ne permettent pas d'estimer l'effectif de la population à l'état libre, ils confirment à tout le moins la présence de l'espèce à proximité du parc.

Carte 2 Observations en nature de muntjacs de Reeves sur la période 2000-2018 dans les départements de l'Indre-et-Loire, du Loir-et-Cher et de l'Indre.



Sensibilisation des observateurs potentiels

Dans l'objectif de mettre en place un réseau de surveillance et d'augmenter ainsi les chances de remontées d'informations, une plaquette décrivant l'espèce a été éditée par l'ONCFS et mise en ligne sur le site internet de l'établissement (http://www.oncfs.gouv.fr/Connaitre-les-especes-ru73/Le-Cerf-muntjac-ar2034). Des réunions d'information ont également été proposées aux chasseurs, gardes-chasses, propriétaires et forestiers du secteur de Céré-la-Ronde. Un bilan des connaissances acquises durant l'état des lieux a aussi été produit (Terlin, 2017). Des informations générales sur la biologie et l'écologie de l'espèce y sont présentées ainsi que les résultats de l'enquête. Y sont également détaillés des éléments sur la population de muntjac au Royaume-Uni ainsi que des propositions d'actions à mettre en œuvre.

Mise en place d'actions de lutte

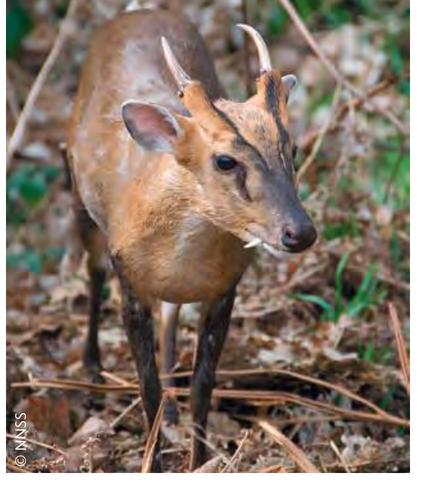
La présence du muntjac de Reeves en France et sa reproduction en nature n'avaient pas été officiellement identifiées jusqu'alors. Inscrite au titre du règlement UE 1143/2014, elle a été notifiée à la Commission européenne en novembre 2017, enclenchant une procédure d'éradication active. Ainsi, au vu de la localisation des observations et des potentiels corridors forestiers permettant la dispersion de l'espèce, des autorisations de tirs ont été attribuées sur les trois départements concernés, Indre-et-Loire, Loir-et-Cher, Indre. L'espèce étant le plus souvent observée par les chasseurs, et ces derniers ayant accès aux territoires et




▲ *Clichés pris à l'aide de pièges photographiques dans le secteur de Céré-la-Ronde (Indre-et-Loire) fin 2017, qui confirment la présence de cerfs muntjac en nature.*

disposant des connaissances nécessaires à la régulation des cervidés, il a été rapidement admis la nécessité d'autoriser cet opérateur à prélever l'espèce. Ainsi, conformément aux articles L.411-8 et L.427-6 du Code de l'environnement, un arrêté préfectoral a été pris dans chaque département qui autorise les chasseurs des plans de chasse désignés à prélever l'espèce durant la saison de chasse 2018-2019. En complément de cette mesure, les agents de l'ONCFS, les lieutenants de louveterie et certains gardes particuliers peuvent également procéder au prélèvement de cette espèce. Tout tir sera signalé à la Direction départementale des territoires (DDT) du département concerné et un bilan des prélèvements sera réalisé en fin de saison de chasse. Une réunion des différents services de l'État concernés sera également organisée début 2019, afin d'établir les modalités de régulation en dehors des périodes de chasse. En fonction des possibilités logistiques sur le terrain, des prélèvements pourront également être pratiqués sur les carcasses en vue d'analyses génétiques et sanitaires, mais aussi pour rechercher des indices d'une éventuelle reproduction chez les femelles.

Parallèlement aux actions de régulation, une information sur les nouvelles dispositions de la réglementation a été faite auprès des détenteurs de l'espèce en région Centre-Val de Loire par les services de la Direction départementale de la protection des populations (DDPP). Ces détenteurs ont obligation de déclarer de nouveau leurs animaux mais surtout de s'assurer de l'étanchéité parfaite de leur structure, et pour les particuliers qui souhaiteraient les conserver, de garantir l'absence de toute reproduction jusqu'à la fin de vie des animaux détenus.


© NNSS

▲ *Des autorisations de tirs ont été données aux chasseurs des départements concernés pour la saison 2018-2019, en vue d'éradiquer l'espèce rapidement.*

Et après...

Parallèlement à la parfaite maîtrise des points potentiels d'introduction accidentelle dans la nature, une attention toute particulière est portée à la complète maîtrise de la population en nature, conformément aux exigences de l'Union européenne pour les espèces nouvellement détectées dans un État membre.

Le recours à la lutte *via* le monde cynégétique dans les territoires où l'espèce a été détectée (et sur autorisations préfectorales annuelles) est un outil mis en place dont les résultats seront à évaluer. Les bilans de fin de saison de chasse seront révélateurs de la pression pratiquée sur le terrain. Si cette méthode de lutte ne permet pas de parvenir rapidement à l'éradication des individus présents, des mesures complémentaires seront prises telles que le tir par affût toute l'année par des personnes autorisées et la réalisation de tirs nocturnes. Le retour d'expérience des techniques de lutte développées au Royaume-Uni est également à envisager, afin de garantir la réussite d'un objectif de parfaite maîtrise de cette espèce aux forts potentiels dispersif et invasif.

Remerciements

Nous remercions les différentes structures contribuant à la mise en place d'actions de lutte sur le muntjac de Reeves : les Fédérations départementales des chasseurs d'Indre-et-Loire, du Loir-et-Cher et de l'Indre, la Fédération régionale des chasseurs du Centre-Val de Loire, les représentants forestiers et agricoles au niveau local, les propriétaires et gardes de propriétés, les chasseurs et piégeurs contactés pendant l'enquête, les Directions départementales de protection des populations et les Directions départementales des territoires concernées. ●

Pour en savoir plus

◗ http://www.oncfs.gouv.fr/Espace-Presse-Actualites-ru16/Le-Cerf-muntjac-un-cervide-exotique-qui-cherche-a-amp-nbsp-news1964

Bibliographie

◗ Bottiau, A. 2018. *Le cerf muntjac (*Muntiacus reevesi*) : écologie, biologie, dynamique des populations et étude de son potentiel invasif*. Thèse vét., ENV Alfort. 116 p. + ann.

◗ Cooke, A.S. & Farrel, L. 2001. Impact of muntjac deer (*Muntiacus reevesi*) at Monks Wood National Nature Reserve, Cambridgeshire, Eastern England. *Forestry* 74(3): 241-250. https://doi.org/10.1093/forestry/74.3.241

◗ Dick, J.T.A, Provan, J. & Reid, N. 2009. *Muntjac knowledge transfer: Ecology of introduced muntjac deer and appraisal of control procedures*. Report prepared by the Natural Heritage Research Partnership, *Quercus* for the Northern Ireland Environment Agency, Northern Ireland, UK.

◗ Freeman, M.S., Beatty, G.E., Dick, J.T.A., Reid, N. & Provan, J. 2016. The paradox of invasion: Reeves' muntjac deer invade the British Isles from a limited number of founding females. *Journal of Zoology* 298(1): 54-63. https://doi.org/10.1111/jzo.12283

◗ Hemami, M.-R., Watkinson, A.R. & Dolman, P.M. 2005. Population densities and habitat associations of introduced muntjac *Muntiacus reevesi* and native roe deer *Capreolus capreolus* in a lowland pine forest. *Forest Ecology and Management* 215: 224-238. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.05.013

◗ Maillard, J.-F. 2017. *Synthèse nationale des détenteurs de mammifères et d'oiseaux concernés par la première liste du 13 juillet 2016 de l'Union européenne sur les espèces préoccupantes et recommandations pour la mise en œuvre des dispositions réglementaires*. ONCFS.

◗ Marchant, J. 2016. Reeve's Muntjac, *Muntiacus reevesi*. En ligne : http://www.nonnativespecies.org/factsheet/downloadFactsheet.cfm?speciesId=

◗ Saint-Andrieux, C., Barboiron, A. & Guibert, B. 2014. Le daim européen et le cerf sika continuent de progresser en France. Et d'autres ongulés exotiques font leur apparition. *Faune sauvage* n° 304 : 21-31.

◗ Terlin, M. 2017. *Une population de muntjac de Reeves en région Centre-Val de Loire : bilan des connaissances (2017)*. Délégation interrégionale Centre-Val de Loire, Île-de-France. Office national de la chasse et de la faune sauvage (ONCFS). 35 p. + ann.

◗ White, P.C.L., Smart, J.C.R., Böhm, M., Langbein, J. & Wrad, A.I. 2003. Economic impacts of wild deer in the East of England. http://www.woodlandforlife.net/PDFs/DEER%20studyExecutive_Summary%5B1%5D.pdf

Un chien de détection pour le suivi des espèces invasives ?

© Julien Steinmetz/ONCFS

▲ *Recherche de crottes de vison d'Amérique dans les Landes (40).*

Depuis plusieurs années, le chien est utilisé dans de nombreux pays, particulièrement en Amérique du Nord ou en Nouvelle-Zélande, pour la détection de fèces ou autres indices indirects de présence d'espèces animales sauvages menacées à haute valeur patrimoniale[1]. En Nouvelle-Zélande, les chiens sont également utilisés dans le cadre d'opérations de lutte contre les espèces exotiques envahissantes. Nous avons testé l'application de cette méthode, déjà mise en œuvre pour le suivi des grands carnivores, à la détection des petits carnivores cette fois, et en particulier les visons d'Europe et d'Amérique – le second étant une espèce invasive qui représente une véritable menace pour le premier.

Jérôme Sentilles[1*], Christelle Bellanger[2*], Maylis Fayet[2], Julien Steinmetz[3], Murielle Guinot-Ghestem[1**]**

[1] ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Prédateurs-animaux déprédateurs – Villeneuve-de-Rivière, Gières**.*
[2] ONCFS, Délégation régionale Nouvelle-Aquitaine, Cellule technique – Poitiers, Morcenx**.*
[3] ONCFS, Délégation régionale Occitanie, Cellule technique Sud-Ouest – Toulouse.

Contact : jerome.sentilles@oncfs.gouv.fr

Une méthode éprouvée pour le suivi des grands carnivores

En France, l'utilisation des chiens de détection est récente : en 2014, notre chienne de race berger belge malinois, nommée Iris, est devenue le premier chien dressé pour la détection de fèces, et plus particulièrement pour la recherche de crottes d'ours dans les Pyrénées (Sentilles *et al.*, 2016). Depuis, adaptée d'une méthode de dressage mise au point il y a près de 20 ans par une équipe américaine du Center for Conservation Biology – University of Washington (Wasser *et al.*, 2004), cette technique a permis de dresser avec succès trois autres chiens : deux pour la détection de fèces d'ours dans le Val d'Aran en Espagne, et un pour la détection de crottes de loups pour le compte de l'ONCFS.



© J. Sentilles/ONCFS

Pour le marquage, Iris se couche et aboie en direction de la crotte. Dans la végétation, même une crotte de gros volume (ours par exemple) peut passer inaperçue sans l'aide du chien. ▶

1. Mackay *et al.* (2008).


© F. Breitenbach

▲ *Une fois la crotte marquée par le chien et collectée par son maître, une à deux minutes sont consacrées au jeu (balle avec poignée ou boudin de rappel) pour lequel le chien « travaille ».*


© J. Sentilles/ONCFS

▲ *Iris marque une crotte de vison d'Amérique au bord de l'Adour (65).*

Tests de faisabilité sur des petits carnivores

Au vu des très bons résultats observés sur les grands carnivores, nous avons souhaité tester la même méthode pour le suivi des petits carnivores et plus particulièrement pour une espèce cryptique, le vison d'Europe, dont les techniques de suivi classique sont très chronophages et peu productives. Actuellement, le vison d'Europe est le mammifère le plus menacé de métropole, comme l'indique son statut « en danger critique d'extinction » au niveau français (depuis 2017) et mondial. Au cours de l'hiver 2017-2018, nous avons donc testé cette technique sur le vison d'Europe, mais aussi, et dans le même temps, sur le vison d'Amérique. Ce dernier est une espèce invasive qui fréquente les mêmes types de milieux et représente une réelle menace pour les populations de vison d'Europe. Pour ce faire, nous avons entraîné notre chienne Iris à identifier les fèces des deux espèces de visons avec des crottes issues d'élevage, complétées pour le vison d'Amérique de crottes d'individus sauvages capturés par piégeage (crottes trouvées dans les cages-trappes). Concernant la méthode de recherche sur le terrain (où et comment chercher), nous nous sommes inspirés d'une étude réalisée sur le vison d'Amérique aux États-Unis en 2013 et 2014 (Richards, 2016).

Les premiers essais réalisés en conditions réelles sur le terrain sont prometteurs : la présence de l'une et l'autre espèce a pu être détectée par Iris, comme l'ont confirmé les analyses génétiques des fèces récoltées. Ces premiers résultats nécessitent néanmoins d'être confirmés par une nouvelle phase de tests prévue au cours de l'hiver 2018-2019.

En conclusion

Au-delà de la recherche de fèces, les chiens de détection peuvent aussi être utilisés pour la détection d'autres indices indirects (œufs, terriers, nids…), d'animaux morts voire même de plantes, d'insectes et de reptiles. Ils pourraient ainsi s'avérer être des outils particulièrement efficaces pour la détection et le suivi de différentes espèces exotiques envahissantes (animales ou végétales), et notamment pour des espèces cryptiques et/ou en faible densité pour lesquelles les techniques traditionnelles peuvent s'avérer inefficaces. Il est toutefois important de rappeler que le dressage et la conduite d'un chien de détection ne s'improvisent pas et que les premiers mois d'éducation (éducation de base, fanatisation au jeu, association de l'odeur au jeu…) demandent beaucoup de temps et d'investissement. Par ailleurs, il faut garder à l'esprit que l'utilisation d'un chien dans le milieu naturel peut nécessiter différentes autorisations préalables en fonction du statut réglementaire des espaces traversés et des espèces étudiées. ●


© J. Sentilles/ONCFS

▲ *Crotte de vison d'Amérique trouvée par Iris et confirmée par la génétique.*

Bibliographie

- MacKay, P., Smith, D.A., Long, R.A. & Parker, M. 2008. Scat detection dogs. *In*: Long, R.A., MacKay, P., Zielinski, W.J. & Ray, J.C. (eds). 2008. *Non-invasive Survey Methods for Carnivores*. Island Press, Washington DC: 183-222.
- Richards, N.L. 2016. *Using Conservation Detection Dogs to Monitor Environmental Contaminants in Aquatic Sentinel Species and Freshwater Ecosystems. Part I: Ecological monitoring*. Working Dogs for Conservation. 29 p. + Appendix.
- Sentilles, J., Delrieu, N. & Quenette, P.Y. 2016. Un chien pour la détection de fèces : premiers résultats pour le suivi de l'ours brun dans les Pyrénées. *Faune sauvage* n° 312 : 22-26.
- Wasser, S.K., Davenport, B., Ramage, E.R., Hunt, K.E., Parker, M., Clarke, C. & Stenhouse, G. 2004. Scat detection dogs in wildlife research and management: application to grizzly and black bears in the Yellowhead Ecosystem, Alberta, Canada. *Canadian Journal of Zoology* 82: 475-492. https://doi.org/10.1139/z04-020.



L'hybridation entre cerf sika et cerf élaphe

▲ *Le cerf sika (g.) peut polluer génétiquement le cerf élaphe (d.) par hybridation.*

Yann Locatelli[1], **Jean-François Maillard**[2], **Christine Saint-Andrieux**[3]

[1] *Co-directeur de la Réserve de la Haute-Touche, Muséum national d'histoire naturelle.*
[2] *ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Mission Espèces exotiques envahissantes – Nantes.*
[3] *ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Ongulés sauvages – Gerstheim.*

Contacts : yann.locatelli@mnhn.fr ; jean-francois.maillard@oncfs.gouv.fr ; christine.saint-andrieux@oncfs.gouv.fr

L'enrichissement de la faune de nos forêts a été pratiqué jadis en y introduisant notamment des ongulés provenant d'autres horizons. Le cerf sika est l'un d'entre eux. Il est présent tant en nature qu'au sein de parcs et enclos, d'où parfois il s'échappe. L'existence de populations hybrides cerf sika x cerf élaphe au Royaume-Uni, et les études récentes du Muséum national d'histoire naturelle sur le franchissement des barrières reproductives et comportementales chez ces deux espèces, constituent une alerte qui appelle à surveiller les populations qui sont ou ont été en contact dans les massifs forestiers de France métropolitaine.

L'introduction d'espèces en dehors de leur aire de répartition naturelle peut avoir des effets considérables, et souvent néfastes, sur la diversité biologique et le fonctionnement des écosystèmes envahis. Ces espèces exotiques envahissantes (EEE) ou invasives (aussi dites allochtones ou non indigènes), constituent aujourd'hui une menace majeure pour la biodiversité. Les ongulés n'échappent pas à cette règle. Ils ont fait l'objet de déplacements à travers les siècles et les continents pour assurer une ressource alimentaire aux humains, notamment sur les îles, mais aussi pour constituer de nouvelles populations dévolues à la pratique cynégétique. Les impacts de ces nouveaux ongulés sont multiples et particulièrement notables sur la flore et les habitats insulaires, comme c'est le cas en Nouvelle-Calédonie et à La Réunion avec le cerf de Java (*Rusa timorensis*) ou encore sur Langlade et Miquelon dans l'archipel de Saint-Pierre-et-Miquelon avec le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*). En France métropolitaine, un certain nombre d'espèces d'ongulés ont été introduites, et plusieurs sont à ce jour qualifiées réglementairement d'EEE comme le cerf sika (*Cervus nippon*) et le cerf muntjac (*Muntiacus reevesi*) – (arrêté du 14 février 2018 relatif à la prévention de l'introduction et de la propagation des espèces animales exotiques envahissantes sur le territoire métropolitain).

Du fait de leur régime alimentaire, ces ongulés peuvent impacter les milieux forestiers mais aussi agricoles dans

lesquels ils vivent. De fortes densités peuvent également affecter la biodiversité. Ils constituent cependant une ressource principalement récréative (chasse), voire alimentaire comme sur certaines îles d'Outre-mer. Ainsi, leur gestion locale peut se révéler complexe, du fait de la diversité des intérêts des gestionnaires des territoires concernés.

Un autre élément est également à considérer pour éclairer les choix de gestion des ongulés introduits : le risque d'introgression (pollution génétique) par hybridation avec une espèce native phylogénétiquement proche. Cette altération du patrimoine génétique de l'espèce native constitue un risque pour la biodiversité. Cette hybridation, quoique peu fréquente chez les ongulés (en comparaison avec les anatidés par exemple), reste néanmoins possible dans certaines conditions. Le risque devient réel lorsque les descendances hybrides sont fertiles. Les hybrides peuvent alors se reproduire entre eux et générer une nouvelle population, ou se reproduire avec les individus des espèces parentes. Dans ce cas, il est notamment possible d'observer une diffusion de gènes depuis l'espèce introduite vers l'espèce native. D'après Spear & Chown (2009), 25 associations d'espèces d'ongulés sauvages peuvent produire des individus fertiles, notamment dans les genres *Bison, Capra, Ovis, Muntiacus, Sus* et *Cervus*. Dans le genre *Cervus*, l'hybridation entre *Cervus elaphus* et *Cervus nippon* (le cerf sika) est possible avec une descendance fertile.

La présence du cerf sika en France

Le cerf sika (***encadré***) a fait l'objet de nombreuses introductions au cours des 150 dernières années en Europe et à ses confins (Allemagne, Arménie, Autriche, Azerbaïdjan, Danemark, France, Grande-Bretagne, Irlande, Pologne, République tchèque, Suisse), mais aussi en Nouvelle-Zélande, en Amérique du Nord et dans quelques îles japonaises d'où il était absent (Apollonio *et al*., 2008). Les premiers cerfs sika, offerts par l'empereur du Japon au président Carnot, ont été introduits en France en 1890 dans l'ancienne chasse présidentielle de Marly-le-Roi (un cerf et trois biches – Vidron, 1939) ; puis des animaux ont été transférés dans le grand parc du château de Rambouillet où ils ont prospéré. Ces individus seraient à l'origine de la majorité des populations françaises, sans qu'on en ait la certitude. Les cerfs sika ont été essentiellement introduits dans des enclos, d'où ils ont pu s'enfuir à la suite de mauvais entretiens

▶ Encadré • Carte d'identité du cerf sika

L'aire de répartition naturelle du cerf sika se situe dans l'est de l'Asie. On le rencontre en Sibérie, en Mandchourie, en Chine, en Corée, ainsi qu'à Taïwan et sur l'archipel japonais.

Légèrement plus petit que le daim d'Europe, il présente en été un pelage brun-rouge parcouru de taches blanchâtres, ainsi qu'une raie dorsale noire qui se prolonge sur la queue. En hiver, le pelage s'assombrit, les taches s'estompent, voire disparaissent. Le miroir blanc de l'arrière-train est permanent, laissant apparaître une queue relativement courte, d'une quinzaine de centimètres. Ce miroir blanc est entouré de poils noirs. Des poils plus clairs au niveau de l'arcade sourcilière donnent à l'animal un air renfrogné. Les poils des glandes présentes sur les métatarses se distinguent par leur couleur blanche. Le cerf sika mâle possède une ramure, qu'il perd en mars-avril. Celle-ci est peu ramifiée, avec au plus 8 andouillers pour une longueur de 60 cm.

Le cerf sika n'est pas nécessairement grégaire ; il peut vivre seul comme former des groupes de taille variable. La plupart du temps les mâles sont solitaires, mais ils peuvent s'associer vers le printemps lorsque leurs bois sont tombés. À la période des mises-bas, les femelles et leurs jeunes forment un groupe, auquel la progéniture de l'année passée peut rester associée tout se tenant à l'écart des autres individus (Feldhamer, 1980). Le cerf sika est polygyne et un mâle dominant peut avoir jusqu'à une dizaine de femelles. Le rut a lieu de début octobre à mi-novembre selon les régions. Les faons (un, occasionnellement deux) naissent en mai-juin après 219 jours de gestation en moyenne. Cette espèce est réputée pour avoir un fort taux de reproduction, et la plupart des jeunes biches sont fécondables dès leur première année.

Le cerf sika apprécie les habitats forestiers avec un sous-étage dense, ainsi que les milieux humides. Il présente une adaptabilité certaine, l'amenant à fréquenter des forêts décidues tout comme des forêts de conifères ou des marais d'eau douce. C'est une espèce qui émet un panel varié de vocalisations, notamment au cours de la période de reproduction, tant dans les relations femelle-femelle, femelle-faon, qu'entre mâles en période de rut. Les deux sexes émettent des cris d'alerte.


© B. Hamann

▲ *Cerf sika femelle en pelage d'été.*

Taille corporelle standard : 125-165 cm (mâle adulte), 110-145 cm (femelle adulte).
Taille de la queue : environ 15 cm (adulte).
Hauteur au garrot : 75-85 cm (mâle adulte), 65-80 cm (femelle adulte).
Poids standard : 50-60 kg (mâle adulte), 28-40 kg (femelle adulte), 3,2 kg (nouveau-né).

ou de dommages sur les clôtures. Lors de la dernière enquête nationale du réseau Ongulés sauvages ONCFS-FNC-FDC (2009-2010) portant sur les sites de détention, cette espèce était recensée au sein de 129 espaces clos dont un bon tiers faisait moins de 5 hectares (Saint-Andrieux *et al*., 2012).

Au cours de la dernière enquête de 2013 portant sur les individus présents en nature cette fois, 26 « populations » ont été recensées sur 77 communes de 19 départements. Mais les entités stables sont rares ; la plupart apparaissent et disparaissent entre deux enquêtes (Saint-Andrieux *et al*., 2014). Ces « populations » sont à ce jour constituées pour moitié de petits groupes comprenant quelques individus, tandis qu'environ un quart d'entre elles forment des groupes de 5 à 20 animaux et un autre quart des groupes de plus de 20 animaux. Parmi les plus fortes populations installées, on peut noter celles du Loiret et du Haut-Rhin, mais aussi celles de l'Oise, de la Seine-et-Marne, de l'Isère, du Lot, de l'Aveyron et de l'Indre-et-Loire. Une population est située à cheval sur les départements des Alpes-de-Haute-Provence, des Bouches-du-Rhône, du Var et du Vaucluse.



▲ *L'hybridation s'opère surtout dans le sens d'une fécondation des femelles de cerf élaphe par les mâles de cerf sika.*

Apports des études génétiques sur le risque d'hybridation entre cerf sika et cerf élaphe : un phénomène rare aux conséquences majeures

Dans les territoires où le cerf sika a été introduit en Europe, les premiers hybrides avec le cerf élaphe ont été observés en parcs et enclos, notamment en Irlande dans le parc de Powerscourt dans les années 1860. Il s'en observe désormais en nature au Royaume-Uni, en Allemagne, en République tchèque.

Les données génétiques collectées sur les populations de cerf élaphe au Royaume-Uni apportent des éclairages importants. D'une part, ces études montrent qu'il existe un sens préférentiel à l'hybridation : ce sont surtout les mâles sika qui fécondent les biches élaphe. Si les périodes reproductives entre les deux espèces diffèrent, on constate que cet obstacle n'est pas suffisant pour empêcher l'hybridation. Potentiellement, le rut du cerf sika, qui se déroule en octobre-novembre, peut coïncider avec les chaleurs plus tardives observées chez les bichettes élaphe. De même, les biches élaphe adultes non fécondées pendant le rut de septembre-octobre vont présenter une activité ovarienne cyclique (allant jusqu'en janvier-février). D'autre part, ces mêmes études montrent que le phénomène d'hybridation est particulièrement rare et limité, mais qu'il s'accompagne de conséquences majeures. Les études de Senn & Pemberton (2009), menées en Écosse, n'ont pas permis d'observer d'hybrides de première génération dans les populations sympatriques (en contact). En revanche, on observe les conséquences d'hybridations passées puisque la proportion de cerfs élaphes présentant une introgression (transfert de gènes depuis le sika vers l'élaphe) varie de 6,9 % jusqu'à 43 % des individus dans certaines zones, comme dans l'ouest du Loch Awe (Senn & Pemberton, 2009 ; Senn *et al*., 2010). Ces résultats suggèrent que les hybrides de première génération, même rares, ont largement contribué au flux de gènes dans la population parentale élaphe (par rétrocroisements). Les conséquences évolutives de l'hybridation dans les populations introgressées en Écosse sont encore inconnues. En France, une telle investigation n'a pas été menée.

Les études de l'hybridation en conditions contrôlées : mieux connaître les barrières reproductives et comportementales

Au-delà des enseignements tirés des études génétiques, la compréhension des mécanismes de cette hybridation est un élément clé pour permettre sa gestion. Des recherches, menées entre le Muséum national d'histoire naturelle (MNHN) et l'Université du Sussex, se sont focalisées dans un premier temps sur les possibilités d'interactions entre biches élaphe et cerfs sika. Chez les cervidés, il est classiquement admis que les vocalisations des mâles participent grandement au bon déroulement du rut : elles leur permettent notamment de signaler leur présence aux femelles et de stimuler en retour la survenue de l'œstrus chez celles-ci. Les vocalisations des mâles élaphe et sika sont très différentes. Chez le premier, les cris sont caractérisés par une fréquence fondamentale relativement basse (F0), une durée courte, et sont produits par séquences de 1 à 11 rugissements. En revanche, le second produit plutôt un long gémissement, caractérisé par un cri simple de F0 relativement élevée sur sa plus grande partie. Les fréquences de résonance, appelées formants, sont des caractéristiques importantes chez l'élaphe, mais sont moins saillantes dans les gémissements du sika, en particulier dans les parties aiguës de l'appel. Anatomiquement, le cerf élaphe possède un larynx large, qui est abaissé vers le sternum pendant les vocalisations, tandis que le cerf sika est doté d'un larynx plus petit et très peu mobile. Ces différences de vocalisations marquées suggèrent une forte capacité des femelles à discriminer les mâles élaphe et sika à leur écoute, dans les zones où les deux espèces deviennent sympatriques.

Des expériences en enclos, visant à établir la réponse comportementale de


© J.-L. Hamann

biches élaphe en œstrus aux vocalisations de mâles élaphe ou sika, ont été menées. Ces biches, dont les chaleurs avaient été préalablement synchronisées, ont été isolées puis exposées à des repasses (playbacks) de cris d'élaphe ou de sika. Deux parcours (test de choix) leur permettaient de se diriger vers les haut-parleurs, qui assuraient une diffusion aléatoire du cri sika ou élaphe. Lors de ces expériences, les biches élaphe ont montré une préférence marquée pour les vocalisations de mâles de leur propre espèce, mais les résultats ont également révélé une absence de préférence vocale stricte (Wyman *et al.*, 2011). Ainsi, certaines femelles élaphe en œstrus ont été réceptives aux vocalisations de mâles sika et se sont dirigées dans les zones de proximité des haut-parleurs correspondants. Ces éléments suggèrent l'existence d'une perméabilité de la barrière reproductive entre sika et élaphe avant l'étape de fécondation.

Dans d'autres études, développées pour la Région Centre par la Réserve zoologique de la Haute-Touche du MNHN, en collaboration avec l'INRA et l'ONCFS, nous avons cherché à déterminer s'il existait des facteurs limitants à l'hybridation entre les deux espèces (croisement sika x élaphe) en précisant les conséquences sur la physiologie de la gestation (dynamique des sécrétions endocriniennes), la mise en place de la relation comportementale entre la mère et son jeune, mais également sur le phénotype et la croissance des jeunes hybrides en comparaison des modèles parentaux (sika et élaphe). Ces différentes études ont permis d'établir des données importantes. Les profils de sécrétion d'hormones clés du maintien de la gestation (progestérone), de la mise en place de la parturition (œstrogènes) et de la lactation (prolactine) ont été déterminés dans les groupes homospécifiques et dans le contexte d'hybridation. Si quelques différences ont été observées, la modification de la génétique de l'unité fœto-placentaire par hybridation ne modifie pas l'endocrinologie et n'affecte pas les chances de succès du développement fœtal (production d'individus hybrides viables). En revanche, l'hybridation a significativement diminué la durée de la gestation (226 jours pour une gestation hybride, contre 235 chez l'élaphe). Le déclenchement de la parturition chez les mères élaphe gestantes d'hybrides a systématiquement été accompagné d'un pic de prolactine permettant la mise en place d'une lactation. Après parturition, on observe une bonne adéquation entre les réponses maternelles et les comportements du jeune hybride, avec création d'un lien d'attachement entre mère et jeune. Aussi, après une gestation plus courte, les jeunes hybrides montrent de la vigueur à leur naissance et bénéficient des soins maternels, permettant un bon développement jusqu'au sevrage (Gélin *et al.*, en prép.).

Comment détecter des hybrides ?

La détection de l'hybridation par des analyses génétiques constitue la méthode la plus sûre.

La détection d'hybrides en utilisant les caractères morphologiques suppose généralement que ces individus soient phénotypiquement intermédiaires entre les profils parentaux. En réalité, ce n'est pas toujours le cas, car les hybrides expriment


© P. Massit/ONCFS

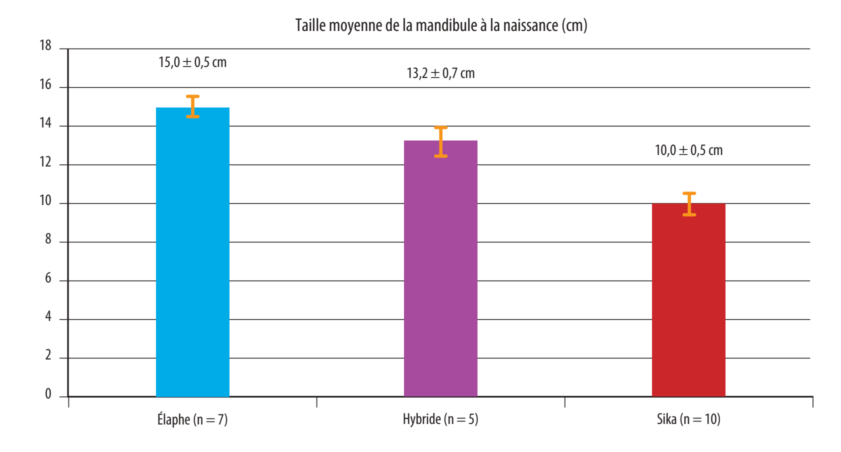
Les femelles élaphe savent probablement distinguer les vocalisations des mâles de leur espèce de celles du sika, qui sont très différentes. Les expériences menées en enclos suggèrent cependant que cela ne constitue pas une barrière reproductive absolue.

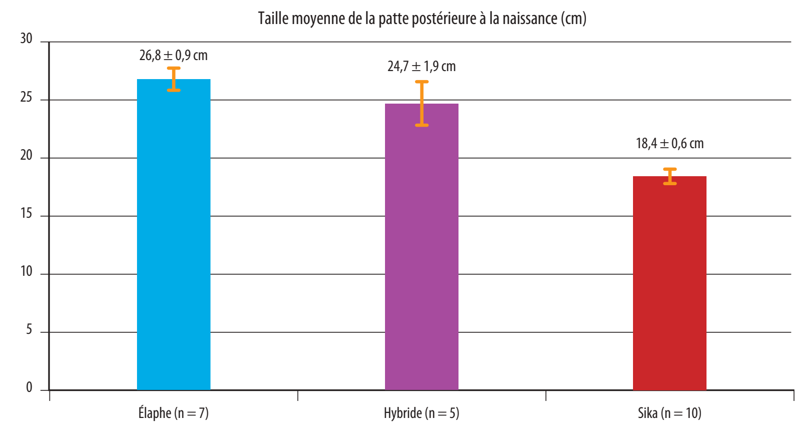
parfois une mosaïque de phénotypes parentaux. Aussi, les caractères morphologiques ne peuvent garantir l'identification d'un individu hybride. Cela est vrai pour les hybrides de première génération (F1), mais plus encore pour les descendants d'hybrides.

Dans l'expérience menée sur la Réserve zoologique de la Haute-Touche, le phénotype des hybrides F1 nouveau-nés issus du croisement entre mâles sika et femelles élaphe est proche de celui du cerf élaphe (poids moyen à la naissance de 8,7 kg chez les hybrides, contre 9,7 kg chez le cerf élaphe et 3,0 kg chez le cerf sika). La taille du jeune hybride est proche de celle du jeune élaphe (***Figure***). Il est extrêmement difficile de faire la distinction entre hybride et élaphe sous la mère. Au sevrage du jeune, réalisé environ 100 jours après la naissance, on note un poids moyen de 48 kg chez l'élaphe, contre 38 kg chez l'hybride et 18 kg chez le sika.

À l'âge adulte, les taches blanches présentes sur les flancs chez le cerf sika ne sont pas visibles chez l'hybride. De plus, comme il existe des cerfs élaphes purs qui présentent à l'âge adulte un pelage légèrement tacheté, la présence ou l'absence de taches ne peut pas être retenue comme un élément permettant de caractériser une hybridation. On observe que les glandes ou brosses métatarsiennes, blanches chez le sika, sont également identifiables chez les hybrides de première génération. On note un nez plus court chez l'hybride comparé à l'élaphe. Le mâle hybride est également reconnaissable à ses bois, moins massifs que ceux de l'élaphe et avec une disposition des cors plus proche de celle du sika. Si l'hybride F1 peut vraisemblablement être reconnu sur la base de ces quelques critères visuels, son identification formelle requiert cependant un œil relativement averti. Il n'existe que très peu de données morphométriques sur les populations de cerfs élaphe introgressées par le cerf sika. Dans l'expérience réalisée en Écosse, la détection des hybrides sur des critères phénotypiques par des personnels expérimentés (*rangers*) s'est révélée particulièrement peu pertinente (Senn & Pemberton, 2009). Par ailleurs, on note que les vocalisations des mâles hybrides F1 sont clairement intermédiaires en

Figure Tailles de la mandibule et du membre postérieur (de la corde du jarret à l'extrémité du métatarse) mesurées à la naissance chez le faon de cerf élaphe, de cerf sika et chez l'hybride cerf sika x cerf élaphe.









© MNHN

▲ *Faons hybrides cerf sika x cerf élaphe à la naissance (g.) et dans la première semaine de vie (d.). Le phénotype de l'hybride est extrêmement proche de celui du faon élaphe.*



© MNHN

▲ *Mâles adultes hybrides cerf sika x cerf élaphe. À noter que les bois sont moins massifs que ceux de l'élaphe, avec une disposition des cors plus proche de celle du sika.*

comparaison des observations faites chez l'élaphe et le sika, constituant ainsi un critère supplémentaire d'identification.

Investiguer dans nos forêts françaises

À l'instar de l'étude réalisée au Royaume-Uni, il serait intéressant d'analyser la génétique des populations de cerf élaphe dans les massifs où le cerf sika s'est établi en France. En 2013, des populations sympatriques étaient recensées dans 19 secteurs répartis sur 12 départements, représentant une superficie totale de 91 000 ha (Barboiron, comm. pers). La recherche d'une éventuelle hybridation dans ces massifs, ainsi que dans ceux où des populations anciennes étaient établies avant d'avoir été éliminées, permettrait d'apprécier l'état de l'introgression et serait de nature à éclairer le débat pour une éventuelle gestion des populations hybrides. La collecte d'échantillons dans ces massifs (un petit bout de tissu épithélial placé dans un tube d'éthanol) serait à organiser avec les gestionnaires des territoires. Au-delà de cette collecte, ces études nécessitent le recours à des laboratoires spécialisés pour l'analyse génétique des échantillons. Toujours est-il que de manière préventive, tout contact entre les deux espèces est à éviter et les récentes dispositions réglementaires l'encouragent (interdiction d'introduction du cerf sika dans le milieu naturel reconduite et interdiction de son introduction dans les enclos au 1er janvier 2021[1] ; suppression du plan de chasse obligatoire[2]).

---

1. Arrêté du 14 février 2018 relatif à la prévention de l'introduction et de la propagation des espèces animales exotiques envahissantes sur le territoire métropolitain.
2. Décret n° 2018-686 du 1er août 2018 modifiant diverses dispositions de la partie réglementaire du Code de l'environnement relatives à la protection de la nature.

Remerciements

Nous remercions les interlocuteurs techniques départementaux du réseau Ongulés sauvages ONCFS-FNC-FDC qui permettent le recensement des cerfs sika en milieu libre, ainsi qu'Aurélie Barboiron (ONCFS) qui administre ce réseau. ●

Bibliographie

- Apollonio, M., Andersen, R. & Putman, R.J. 2008. *European ungulates and their management in the 21st Century*. Cambridge University Press, first ed. 618 p.
- Feldhamer, G.A. 1980. Cervus nippon. *Mammalian Species* 128: 1-7.
- Saint-Andrieux, C., Barboiron, A. & Landelle, P. 2012. Ongulés sauvages en captivité. Inventaire national. *Faune sauvage* n° 297 : 15-23.
- Saint-Andrieux, C., Barboiron, A. & Guibert, B. 2014. Le daim européen et le cerf sika continuent de progresser en France. Et d'autres ongulés exotiques font leur apparition. *Faune Sauvage* n° 304 : 21-31.
- Senn, H.V. & Pemberton, J.M. 2009. Variable extent of hybridization between invasive sika (*Cervus nippon*) and native red deer (*C. elaphus*) in a small geographical area. *Molecular Ecology* 18: 862-876. https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2008.04051.x
- Senn, H.V., Swanson, G.M., Goodman, S.J., Barton, N.H. & Pemberton, J.M. 2010. Phenotypic correlates of hybridization between red and sika deer (genus *Cervus*). *Journal of Animal Ecology* 79: 414-425. https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2009.01633.x
- Spear, D. & Chown, S.L. 2009. Non-indigenous ungulates as a threat to biodiversity. *Journal of Zoology* 279: 1-17. https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2009.00604.x
- Vidron, F. 1939. *Le Cerf sika*. P. Lechevalier (éd.), Paris. Coll. Encyclopédie biologique. 56 p.
- Wyman, M.T., Locatelli, Y., Charlton, B.D. & Reby, D. 2014. No preference in female sika deer for conspecific over heterospecific male sexual calls in a mate choice context: Species discrimination in deer. *Journal of Zoology* 293: 92-99. https://doi.org/10.1111/jzo.12123



© S. Richier/ONCFS

Le castor canadien sous surveillance

Yoann Bressan[1], **Paul Hurel**[2]

[1] *ONCFS, Unité Prédateurs et animaux déprédateurs – Birieux*
[2] *ONCFS, Délégation interrégionale Centre Val-de-Loire Île-de-France – Orléans.*

Contacts : yoann.bressan@oncfs.gouv.fr ; paul.hurel@oncfs.gouv.fr

Proche cousin du castor d'Europe, le castor canadien est naturellement présent en Amérique du Nord. Introduit accidentellement ou illégalement dans d'autres régions du monde, notamment en Europe, il peut représenter une menace pour le castor d'Europe par compétition. Le réseau Castor de l'ONCFS est notamment chargé de la surveillance et la détection de cette espèce en France.

Castor d'Europe et castor canadien : deux espèces indifférenciables à l'œil nu…

La famille des castoridés est composée de deux espèces, le castor canadien (*Castor canadensis*) et le castor d'Europe (*Castor fiber*), qui comptent parmi les plus gros rongeurs du monde. Ces deux espèces sont principalement réparties dans l'hémisphère nord. Le castor d'Europe est originaire d'Eurasie, alors que le castor canadien est originaire d'Amérique du Nord.

Leurs phénotypes (aspects physiques) sont très semblables, au point qu'il est impossible de différencier ces deux espèces à l'œil nu. Mais d'un point de vue génétique, il existe des différences majeures entre elles deux, notamment en ce qui concerne leur nombre de chromosomes : le castor d'Europe en possède 48, contre 40 chez le castor canadien (Müller-Schwarze, 2011). L'hybridation entre les deux espèces est impossible (Lavrov, 1996) et des analyses génétiques (ADN mitochondrial) permettent une identification spécifique claire (Frosch *et al.*, 2014). Cette distinction entre castor européen et castor canadien peut également être faite par l'observation de la couleur des sécrétions de leurs glandes anales ou AGS (*Anal gland secretion*), différente selon l'espèce (***tableau 1***) ; mais cela nécessite la capture et la manipulation des animaux afin de déterminer le sexe et récolter l'AGS (Rosell & Sun, 1999).

Tableau 1 **Couleur (code couleur du nuancier Pantone) des sécrétions anales du castor d'Europe et du castor canadien en fonction des sexes.**
(D'après Rosell & Sun, 1999)

	Castor d'Europe		Castor canadien	
Femelle	4545		458	
	452			
	454		459	
	413			
	455		461	
Mâle	458		465	
	459			
	609		466	
	610			

… Et à l'écologie proche

Les deux espèces de castors occupent la même niche écologique et ont un mode de vie et un comportement très similaires (Parker *et al*., 2012) : semi-aquatiques et strictement herbivores, ces animaux ont la particularité de consommer des ligneux ; ils vivent en petits groupes familiaux sur des portions de cours d'eau bien délimitées et défendues par les membres du groupe.

Les castors sont en outre capables de modifier leur environnement pour satisfaire leurs exigences écologiques. Ils édifient notamment des barrages en travers des cours d'eau, afin d'en élever le niveau lorsqu'il est insuffisant pour maintenir l'entrée de leur gîte immergée et accéder aux ressources alimentaires. On attribuait initialement cette qualité de bâtisseur au seul castor canadien, mais avec la présence du castor d'Europe sur des cours d'eaux de petite taille et parfois de faible profondeur, les observations de barrages en Europe et en France se sont multipliées. Des études ont ainsi confirmé que le castor européen est tout autant « bon bâtisseur » que le castor canadien (Danilov & Fyodorov, 2015).

Autre point commun entre les deux castors : leur histoire avec l'homme. En effet, tous deux ont fait l'objet de destructions massives du Moyen Âge jusqu'à la fin du XIXe siècle pour tirer avantage de leur fourrure, de leur castoréum (sécrétion odorante servant au marquage du territoire et prisée en parfumerie notamment) et de leur viande ; mais sans doute également en raison des dégâts qu'ils causaient (dommages aux cultures et aux plantations d'arbres, fragilisation des digues par creusement de terriers…).

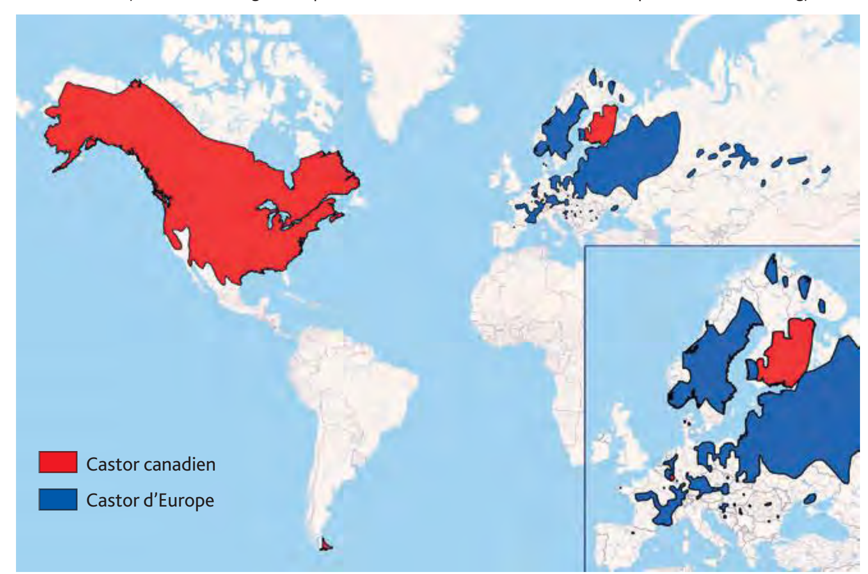
Entre la fin du XIXe siècle et le début du XXe siècle, les populations de castors dans le monde étaient au plus bas. Une prise de conscience collective a progressivement abouti à la mise en place de mesures de protection pour ces deux espèces dans leurs aires d'origine. En France, l'espèce a été protégée en 1968.

Au cours du XXe siècle, des opérations de réintroduction dans divers pays du monde ont permis aux castors de reconquérir une partie de leurs territoires originaux (***carte 1***) et d'atteindre des niveaux de populations importants (Müller-Schwarze, 2011).

Parallèlement, toujours au cours du XXe siècle, l'action volontaire ou accidentelle de l'homme a parfois conduit à l'introduction de castors canadiens, en particulier en Europe (***carte 2 et tableau 2***).

Nous pouvons par exemple relater le cas particulier de la Finlande : dans les années 1930, en plus de la réintroduction d'individus de *C. fiber* en provenance de Norvège, 7 spécimens de *C. canadensis* importés des États-Unis ont été introduits dans le milieu naturel finlandais. Il faut dire qu'à cette époque, l'existence de deux espèces distinctes n'était pas confirmée (Parker *et al.*, 2012). Aujourd'hui, une population de plusieurs milliers de castors canadiens occupe une vaste zone entre la Finlande et la Russie, d'où le castor d'Europe est absent ! L'évolution de ces populations tend donc à montrer qu'en présence des deux espèces sur une même zone, *C. canadensis* serait privilégié (Nummi, 2001 et ***carte 1***).

Carte 1 **Répartition des deux espèces de castors dans le monde en 2016 et zoom sur l'Europe.** (Source : Liste rouge des espèces menacées de l'UICN. Version 2018-1. http://www.iucnredlist.org)



Carte 2 **Historique de la présence du castor canadien en Europe.** (D'après Parker *et al.*, 2012)



© S. Richier/ONCFS

▲ *Il est impossible de différencier le castor d'Europe (photo) du castor canadien à l'œil nu, mais ces deux espèces ne peuvent pas s'hybrider et une analyse génétique permet de les identifier sans ambiguïté.*

Le castor canadien en Europe, une menace ?

Du fait de leurs aires de répartition disjointes, les deux espèces n'étaient auparavant pas amenées à coexister dans un même habitat. D'une façon générale, l'impact d'une espèce allochtone sur une espèce autochtone est couramment cité dans la littérature scientifique *via* différents phénomènes : compétition pour la nourriture et/ou l'habitat, prédation, hybridation, risques sanitaires…

Même si les mécanismes de la compétition entre les deux castors ne sont pas connus précisément, celle-ci s'exprimerait surtout au niveau de l'habitat et des ressources alimentaires. En outre, diverses études montrent que le castor canadien a un taux de reproduction plus élevé que son cousin européen (environ 4 jeunes par portée et par an pour *C. canadensis*, contre environ 2,5 pour *C. fiber* – Danilov *et al.*, 2011), qu'il présente des tailles de groupes plus importantes et aurait donc une dynamique de population plus rapide (Rosell & Parker, 1995). Toutefois, les cas d'interactions dans le milieu naturel sont rares et peuvent être contrastés : à l'inverse de la Finlande, le castor d'Europe a pris l'avantage sur le castor canadien en Pologne (Danilov, 1995). Il est donc difficile de conclure à la dominance systématique d'une espèce sur l'autre.

En France, il a été jugé important de veiller à empêcher le développement du castor canadien pour préserver le castor d'Europe. L'espèce *C. canadensis* a donc été inscrite sur la liste française des espèces exotiques envahissantes dont l'introduction dans le milieu naturel est interdite (arrêté ministériel du 14 février 2018 relatif à la prévention de l'introduction et de la propagation des espèces animales exotiques envahissantes sur le territoire métropolitain). Néanmoins, cette espèce n'a pas été portée à ce jour sur la liste des espèces préoccupantes pour l'Union européenne conduisant à des mesures de restriction de sa détention (voir l'article sur la réglementation). Dès lors, sa détention reste possible avec certificat de capacité et autorisation d'ouverture dès le premier individu.

Son inscription en tant qu'espèce exotique permet la mise en place de mesures de lutte en cas de présence avérée sur la base du R 411-47 du Code de l'environnement.



▲ *Castor canadien photographié en zoo. Selon la réglementation française en vigueur, l'introduction de cette espèce dans le milieu naturel est interdite, mais sa détention reste possible sous conditions.*

Une veille génétique et des actions de lutte

À la fin des années 1970 en France, une population de castors canadiens s'était installée dans la région de la Puisaye, située aux confins des départements de l'Yonne, du Loiret et de la Nièvre. En effet, trois individus avaient été introduits en 1975 dans un parc privé, puis s'en étaient échappés. Ces castors avaient alors fondé une petite population sur les cours d'eaux et étangs à proximité du parc. Compte tenu des risques potentiels pour le castor d'Europe, alors en phase de recolonisation dans le proche Val de Loire, il a été décidé de capturer et d'éliminer ces animaux. Plusieurs opérations menées entre 1984 et 1985 par l'Office national de la chasse ont permis d'éliminer 24 individus

Tableau 2 **Historique de la présence du castor canadien en Eurasie et statut actuel des populations.** (D'après Parker *et al.*, 2012)

Pays	Région	Origine des castors canadiens	Années d'introduction	Nombre d'individus	Statut actuel
Allemagne	Rhénanie du Nord-Westphalie	Ferme d'élevage de Popielno (Pologne)	1981 et 1989	6	Inconnu
	Rhénanie Palatinat	Eifel-zoo (Prüm – Allemagne) ou introduction illégale	1994	/	Présence
	Bavière	Ferme d'élevage de Popielno (Pologne)	1966	/	Éteint
Autriche	Est de Vienne	Institut für Anatomie (Bern)	1978-1979	12-15	Probablement éteint
	Styria	Tierwelt (Herberstein)	1986 ?	/	Probablement éteint
Belgique	Wallonie	Eifel-zoo (Prüm – Allemagne) ou introduction illégale	1998-2000	/	Inconnu
Finlande	Carélie du Sud, Tempere	États-Unis	1937	7	Présence (12000 individus)
France	Bourgogne	Parc de vision de Boutissaint (Yonne)	1977	3	Éteint
Hongrie	Pannonie	Wild-Park Klauhof (Bad Kissingen – Allemagne) et Tierwelt (Herberstein)	1991-1993	7	Probablement éteint
Luxembourg	Nord	Eifel-zoo (Prüm – Allemagne) ou introduction illégale	Avant 2006	/	Probablement éteint
Pologne	Varmie-Mazurie	États-Unis	1926	/	Éteint
Russie	Localisation inconnue	Inconnue	1927-1933	10	Éteint
	District fédéral du nord-ouest	Expansion de la population finlandaise	Années 1950	/	Présence (> 8000 individus)
	Oblast de Léningrad et république de Carélie	Carélie	1964-1984	266	Présence
	District fédéral extrême-oriental	District fédéral du nord-ouest	1969-1987	506	Présence (600 individus)
	Kraï de Khabarovsk	Carélie	1969, 1971 et 1975	99	Présence (100 individus)
	Oblast d'Amurskaya	Carélie	1976	50	Probablement éteint
	Oblast de Skhalinskaya	Carélie	1980	66	Éteint
	Kamchatka	Carélie	1977-1984	256	Présence
	Kraï du Primorski	Carélie	1986-1987	35	Inconnu
Ukraine	Volhynie	États-Unis	1933-1934	7	Inconnu

(Rouland, 1985). Depuis, l'espèce n'a plus été détectée dans ce secteur.

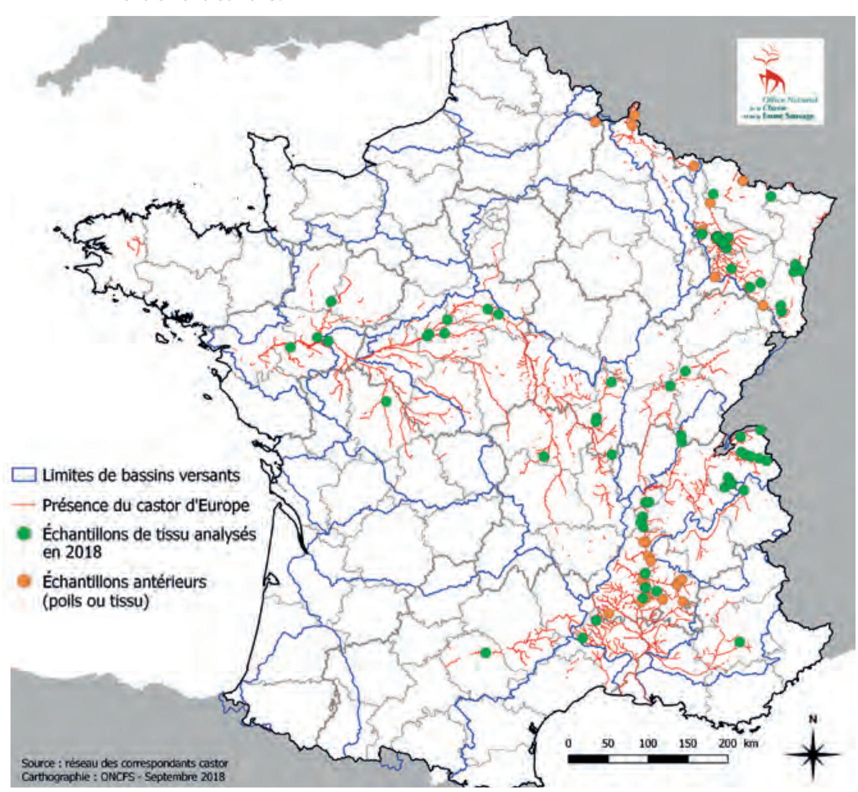
Des actions ont également été mises en place à l'encontre du castor canadien dans d'autres pays européens concernés par des introductions. Ainsi, une population plus conséquente, et encore présente aujourd'hui, a été révélée par analyse génétique en Allemagne au cours des années 1990. Des individus de *C. canadensis*, probablement échappés de l'Eifelzoo à Lünebach en Rhénanie-Palatinat, en seraient à l'origine. Au cours des années 2000, cette population s'est développée jusqu'en Belgique et au Luxembourg (Eugène, 2010). Des programmes de lutte ont été mis en place avec des méthodes différentes selon les pays, comme la destruction des individus identifiés au Luxembourg ou la méthode de capture-stérilisation-relâcher en Rhénanie-Palatinat. Aujourd'hui, cette population semble être en régression à l'ouest, notamment au Luxembourg et en Belgique (L. Schley, comm. pers.) ; mais son statut en Allemagne reste à confirmer et une veille génétique a été menée dès 2011 en France dans les départements frontaliers (Hurel, 2011).

Pour assurer cette veille, des analyses génétiques sont réalisées sur des échantillons de matériel biologique de castors, poils (à l'aide de pièges à poils : fil barbelé placé à une quarantaine de centimètres au-dessus d'une coulée) ou tissu (prélèvement sur cadavre). Afin de calibrer les analyses génétiques, des échantillons de tissu ont été prélevés sur des cadavres de castors européens en Ardèche et dans la Drôme. Jusqu'à présent, toutes les analyses ont été réalisées par le laboratoire GeCoLAB de l'université de Liège.

Lors d'une première campagne menée entre 2010 et 2013, 28 échantillons de poils ont été analysés et tous provenaient de castors d'Europe uniquement (***carte 3***, points orange). Depuis 2016, dans le cadre d'une étude plus large sur la diversité génétique de la population de castors en France, des échantillons de tissu sont prélevés systématiquement sur les cadavres de castors retrouvés dans le milieu naturel partout dans le pays. Plus de 130 échantillons ont ainsi été récoltés. Début 2018, les premières analyses (101 échantillons) ont été réalisées et elles révèlent toutes la présence de la seule espèce *C. fiber* (***carte 3***, points verts).

Bien que ces premiers résultats soient encourageants, ils ne permettent pas d'affirmer avec certitude que le castor canadien est totalement absent du territoire français. Une recherche d'échantillons plus ciblée sur les territoires frontaliers du nord-est de la France serait à mener pour conforter ces observations.

Carte 3 Localisation des prélèvements de tissus de castors pour analyses ADN réalisés en France entre 2010 et 2018.



Une surveillance à enjeu

Bien qu'aucun castor canadien n'ait été détecté en France ces dernières années, la proximité d'une population dans des pays frontaliers (à moins d'une centaine de kilomètres à vol d'oiseau dans le bassin versant de la Moselle) nécessite de poursuivre la surveillance. Cette veille génétique est d'autant plus importante que la France a été l'une des dernières zones refuges pour le castor d'Europe à l'échelle européenne au début du XXe siècle (Allemagne, France, Norvège, Pologne et Russie – Véron, 1992). Elle a donc une responsabilité particulière pour sa préservation.



L'un des 24 castors canadiens capturés lors de la campagne d'élimination qui avait été menée avec succès en 1984-1985 dans la région de la Puisaye (image d'archive).



Piège à poils disposé dans le cadre de la veille génétique sur la présence du castor canadien en France.

Cette surveillance active, qui est menée par le réseau Castor (***encadré***), permettra de réagir le plus rapidement possible en cas de détection de l'espèce, comme ce fut le cas au début des années 1980 dans l'Yonne.

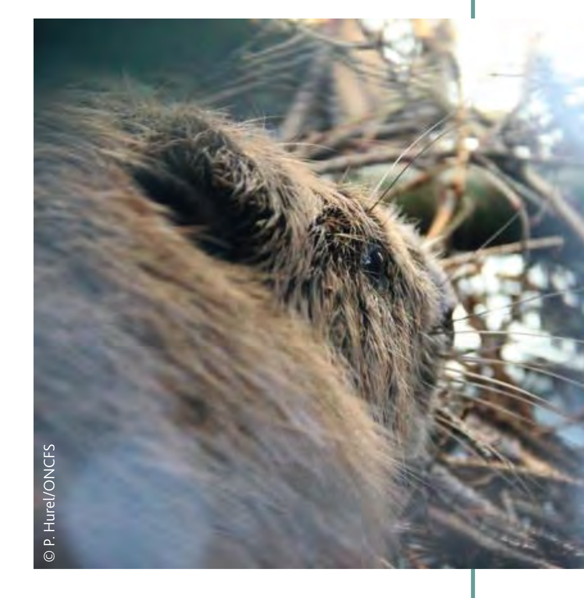
Parallèlement à cette veille génétique, des contrôles sont menés sur les parcs zoologiques français détenant des castors canadiens, afin de s'assurer de leur étanchéité et ainsi éviter tout risque d'introduction dans le milieu naturel.

Enfin, l'ONCFS participe à un groupe de travail transfrontalier réunissant les pays concernés par le bassin versant du Rhin (Allemagne, Belgique, France, Luxembourg, Pays-Bas et Suisse) qui cherche notamment à coordonner les actions de lutte contre la population existante de castors canadiens.

Remerciements

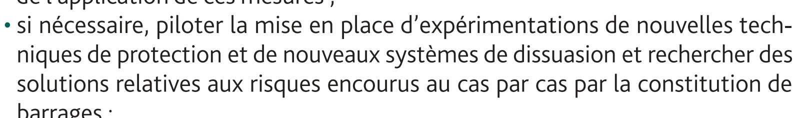
Nous tenons à remercier l'ensemble des agents et correspondants du réseau Castor qui réalisent les prélèvements sur le terrain, ainsi que l'ensemble des observateurs qui transmettent les informations de mortalités. Grâce à eux, l'ONCFS est en mesure d'assurer cette mission de veille. Merci également à Laurent Schley, directeur adjoint de l'Administration de la nature et des forêts du Grand-Duché de Luxembourg, pour ses précieuses informations sur la présence du castor canadien au Luxembourg et dans les pays voisins. ●

▶ Encadré • Le réseau Castor



Depuis 1987, le ministère en charge de l'Écologie a chargé l'ONCFS de constituer et d'animer un réseau de spécialistes du castor d'Europe (*Castor fiber*), notamment pour aider à concilier la présence de cette espèce avec les activités humaines : c'est le réseau Castor.
Ses missions sont :

- faire un suivi de l'aire de répartition de l'espèce ;
- apporter un appui technique aux administrations départementales et régionales dans le cadre des dossiers de dommages et de la réalisation de constats en la matière ;
- donner des conseils aux plaignants pour la mise en œuvre par eux-mêmes de mesures de protection appropriées à leurs cultures, puis assurer le suivi en tant que de besoin de l'application de ces mesures ;
- si nécessaire, piloter la mise en place d'expérimentations de nouvelles techniques de protection et de nouveaux systèmes de dissuasion et rechercher des solutions relatives aux risques encourus au cas par cas par la constitution de barrages ;
- s'il s'avérait nécessaire de préconiser une intervention sur l'espèce ou sur ses habitats : donner des conseils et apporter un appui technique au plaignant et à l'administration, rendre un avis auprès de l'administration locale sur les demandes de captures/déplacements d'animaux et/ou de modification d'habitat, assurer la formation des personnes qui seront autorisées à capturer les castors, apporter un appui technique auprès de l'administration locale pour s'assurer de la mise en œuvre des dispositions des autorisations accordées ;
- maintenir une veille sur la présence éventuelle du castor canadien.



Bibliographie

- Danilov, P.I. 1995. Canadian and European beavers in Russia Northwest: distribution, number, comparative ecology. *In*: Ermala, A. & Lahti, S. (Eds). *The 3rd Nordic Beaver Symposium. Finnish Game and Fisheries Institute, Iiomats, Finland*: 10-16.
- Danilov, P.I., Kanshiev, V. & Fyodorov, F. 2011. Characteristics of North American and European beaver ecology in Karelia. *In*: Sjöberg, G. & Ball. J.P. (Eds.). *Restoring the European Beaver: 50 years of experience*. Pensoft Publishers, Sofia, Bulgaria: 55-72.
- Danilov, P.I. & Fyodorov, F.V. 2015. Comparative characterization of the building activity of Canadian and European beavers in northern European Russia. *Russian Journal of Ecology* 46: 272-278. https://doi.org/10.1134/S1067413615030029.
- Eugène, M. 2010. État des lieux de la distribution du castor canadien (*Castor canadensis* Kuhl. 1820) sur le territoire de la Grande Région. Rapport stage Master, Gembloux Agro-Bio Tech et Univ. Liège (Belgique). 78 p. + annexes.
- Frosch, C., Kraus, R.H.S., Angst, C., Allgöwer, R., Michaux, J., Teubner, J. & Nowak, C. 2014. The Genetic Legacy of Multiple Beaver Reintroductions in Central Europe. *PLoS ONE* 9(5): e97619. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0097619.
- Hurel, P. 2011. Les espèces exotiques envahissantes animales du nord-est de la France - Inventaire, évaluation, hiérarchisation et plan d'actions. Application du plan d'actions sur les espèces castor canadien (*Castor canadensis*) et ouette d'Égypte (*Alopochen aegyptiaca*). Rapport stage Master 2, Univ. Metz/ONCFS. 52 p. + annexes.
- Lavrov, V.L. 1996. [Hybridization between *Castor fiber orientoeuropaeus* (Lavr, 1981) and *Castor canadensis* (Kühl, 1820).] *Bulletin of Moscow Society of Naturalists, Biological Series 101*: 20-21. (En russe avec résumé en anglais.)
- Müller-Schwarze, D. 2011. The Beaver: its life and impact, 2nd edition. Cornell University Press. 216 p.
- Nummi, P. 2001. Alien species in Finland. *The Finnish Environment* 466. 40 p.
- Parker, H., Nummi, P., Hartman, G. & Rosell, F. 2012. Invasive North American beaver *Castor canadensis* in Eurasia: a review of potential consequences and a strategy for eradication. *Wildlife Biology* 18: 354-365. http://dx.doi.org/10.2981/12-007.
- Rosell, F. & Parker, H. 1995. [Beaver management: present practice and Norways future needs.] Telemark university College, Bø I Telemark, Norway: 52-55. (En norvégien avec résumé en anglais.)
- Rosell, F. & Sun, L. 1999. Use of anal gland secretion to distinguish the two beaver species *Castor canadensis* and *C. fiber*. *Wildlife Biology* 5: 119-123. https://doi.org/10.2981/wlb.1999.015.
- Rouland, P. 1985. Les castors canadiens (*Castor canadensis*) de la Puisaye. *Bulletin Mensuel ONC* 91 : 35-40.
- Véron, G. 1992. Histoire biogéographique du castor d'Europe, *Castor fiber* (Rodentia, Mammalia). *Mammalia* 56 : 87-108. https://doi.org/10.1515/mamm.1992.56.1.87.

La préservation de **l'érismature à tête blanche** passe (surtout) par la lutte contre **l'érismature rousse**

© P. Massit/ONCFS

▲ *Érismature rousse.*

Jean-François Maillard[1], **Claire A. Pernollet**[2], **Jean-Baptiste Mouronval**[3], **Matthieu Guillemain**[2]

[1] ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Mission Espèces exotiques envahissantes – Nantes.
[2] ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Avifaune migratrice – La Tour du Valat, Le Sambuc, Arles.
[3] Syndicat mixte Camargue gardoise – Vauvert

Contact : jean-francois.maillard@oncfs.gouv.fr

L'érismature à tête blanche, un petit canard d'Eurasie, fait partie des espèces en danger d'extinction. Au-delà de la perte de ses habitats naturels ou de leur dégradation, des pollutions qu'elle subit, des prélèvements historiques par la chasse, elle est menacée par l'implantation en Europe de sa cousine américaine : l'érismature rousse. L'hybridation entre les deux espèces constitue un défi posé aux acteurs de la conservation de la biodiversité en Europe, en Asie de l'Ouest et en Afrique du Nord. Sous l'impulsion du Conseil de l'Europe, l'ONCFS est engagé depuis une vingtaine d'années dans la lutte contre le canard introduit.

L'érismature à tête blanche, une espèce menacée

L'érismature à tête blanche (*Oxyura leucocephala*), canard endémique d'Eurasie, est la seule espèce native de son genre en Europe. Considérée en danger d'extinction (EN) par l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN), elle présente une distribution fragmentée en trois populations depuis la Méditerranée occidentale jusqu'aux steppes d'Asie centrale. Les deux populations les plus orientales, qui sont les plus importantes, ont vu leurs effectifs passer d'environ 100 000 individus dans les années 1930 à 8 000-13 000 au début des années 2000 (Li Zuo Wei & Mundkur, 2003), sous les effets conjugués de la pression de chasse excessive, de la dégradation des zones humides par assèchement, de la pollution et des sécheresses (Green & Hughes, 2001). Néanmoins, 20 000 individus ont été dénombrés au Kazakhstan en 2016 (ACBK, 2016), laissant supposer une sous-estimation des effectifs. En France, l'érismature à tête blanche était autrefois un nicheur sédentaire en Corse et un migrateur accidentel sur le continent (Mayaud, 1936). L'espèce a niché dans le sud de la Corse à la fin du XIX[e] siècle, ainsi qu'à Biguglia, en Haute-Corse, jusqu'en 1966 (Dubois *et al*., 2008). Désormais, la population la plus proche de la France niche principalement en Espagne et plus occasionnellement en Afrique du Nord, du Maroc à la Tunisie.

La population espagnole a frôlé l'extinction avec seulement 22 individus restants en 1977, avant de bénéficier de mesures de conservation efficaces ; elle compte environ 2 000 individus à ce jour.

Face au risque de son extinction, des plans d'action internationaux successifs



Des plans d'actions internationaux successifs ont été adoptés en vue de sauvegarder l'érismature à tête blanche du risque d'extinction.

ont été mis en place qui s'accordent à considérer que la principale menace pesant actuellement sur l'érismature à tête blanche est l'introgression génétique par hybridation avec l'érismature rousse (*Oxyura jamaicensis*). Cette dernière espèce, d'origine américaine, a été introduite en Grande-Bretagne avant de gagner les autres pays européens, dont la France, voilà plus d'un demi-siècle. Elle est particulièrement compétitive et se croise très volontiers avec l'érismature à tête blanche, pour donner des hybrides féconds (Muñoz-Fuentes *et al.*, 2007). Depuis 1984, quelque 69 hybrides ont été observés dans au moins 23 sites espagnols, et 68 ont été éliminés. Aucune observation nouvelle d'hybride n'y a été faite depuis 2004 (Torres, 2012). Quarante-neuf observations d'hybrides ont été faites au Maroc entre 1996 et 2016 (Anonyme, 2004 ; Cranswick & Hall, 2010). En France, 2 femelles puis 1 mâle hybrides ont été identifiés sur le lac de Grand-Lieu au cours de l'hiver 2003-2004 et en juin 2006.

La lutte contre l'érismature rousse, une dimension européenne

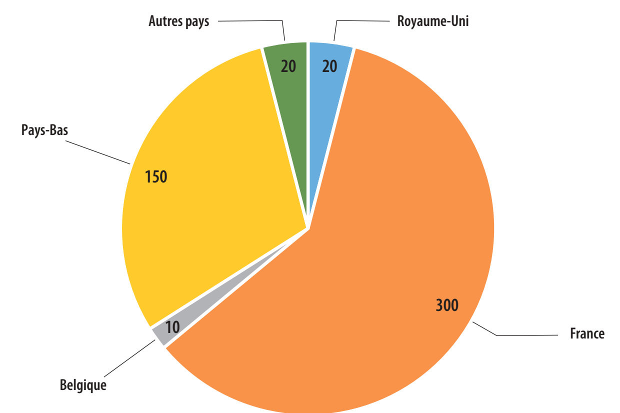
L'expansion de l'érismature rousse en Europe a amené dès 1993 à la constitution d'un groupe de travail international, ainsi qu'à la mise en place des premières mesures concrètes de contrôle de cette espèce dans divers pays européens. De la nécessité de mener une action coordonnée à une échelle géographique pertinente a résulté un premier plan d'action pour l'éradication de l'érismature rousse dans le Paléarctique occidental, couvrant la période 1999-2002 (Hugues *et al.*, 1999), puis un second pour les années 2011-2015 (Cranswick & Hall, 2010). Tous deux ont été rédigés dans le cadre international de la Convention de Berne.

Avec le Royaume-Uni, les Pays-Bas, la Belgique et l'Espagne, la France est l'un des cinq pays concernés en priorité par la mise en œuvre du plan européen d'éradication. En effet, elle a longtemps constitué une tête de pont entre le Royaume-Uni, pays source de l'invasion biologique, et l'Espagne. Le Royaume-Uni a consenti d'importants efforts pour éliminer les érismatures rousses de son territoire (recrutement d'une équipe dédiée à la lutte de 2005 à 2010, ramenant les effectifs de 6 000 oiseaux en l'an 2000 à une vingtaine en 2017 – ***encadré***). Par suite, la France, avec une population de l'ordre de 200 à 250 individus en 2017 (sur un effectif estimé à moins de 500 individus dans tout le Paléarctique occidental), est désormais le pays d'Europe qui en héberge le plus, devant les Pays-Bas avec une centaine d'individus estimée (***figure 1***).

Un plan national de lutte

Sous l'impulsion de la Convention de Berne, la France a mis en place dès 1996 un plan national d'action contre l'érismature rousse, incluant des mesures réglementaires et une procédure d'intervention pour éliminer les oiseaux, ainsi que des actions de sensibilisation du public. Ce plan a été évalué et revu en 2015 (Mouronval *et al.*, 2015), en tenant compte de l'outil communautaire dédié aux espèces exotiques envahissantes (règlement UE 1143/2014). Ce plan

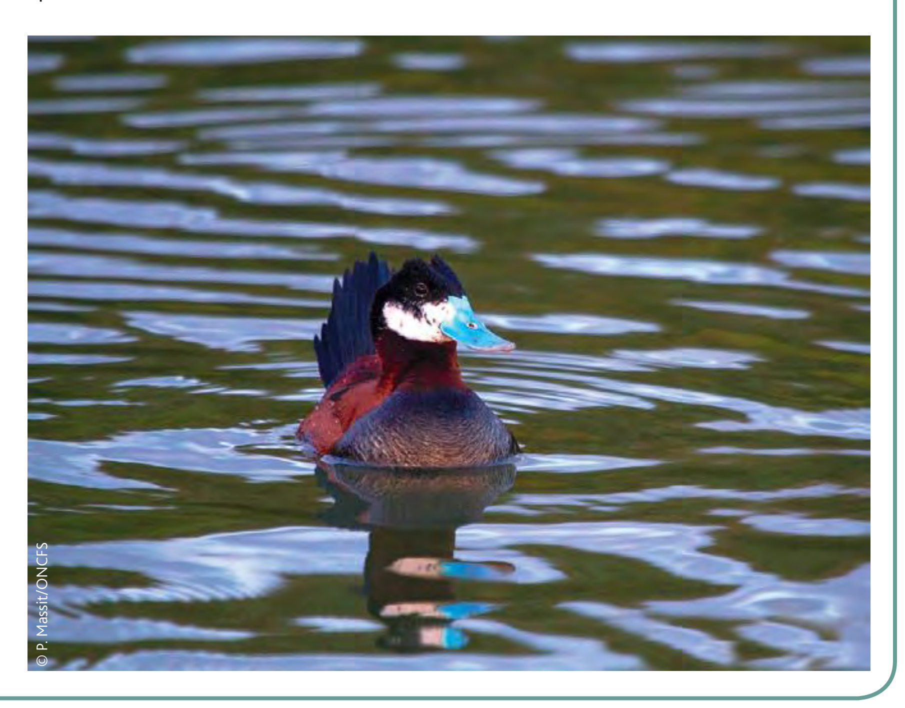
Figure 1 **Répartition par pays en 2016 des 500 érismatures rousses estimées présentes dans le Paléarctique occidental.** (Source : Council of Europe, 2017)



▶ Encadré • Plan de contrôle de l'érismature rousse au Royaume-Uni

Iain Henderson,
Wildlife Response Team Manager
National Wildlife Management Centre
Animal and Plant Health Agency (APHA), UK

En réponse au premier cas d'hybridation en Espagne (1991), le gouvernement britannique a financé deux périodes successives pour déterminer les méthodes les plus efficaces afin de contrôler la population d'érismatures rousses. La première (1994-1996) comprenait la recherche de la méthode la plus efficace entre stérilisation des œufs, piégeage ou tir des individus. La deuxième période (1999-2005) s'est portée sur l'optimisation de la méthode de contrôle par le tir, méthode la plus efficace.
Les actions de tirs sur les grands rassemblements d'individus hivernant à l'aide de fusils de chasse depuis des bateaux se sont avérées très efficaces, bien que celles réalisées en période de reproduction aient également joué un rôle important dans la réduction du recrutement. Ces recherches ont entraîné une réduction d'environ 20 % de la population britannique d'érismatures rousses, estimée à 6 000 oiseaux en janvier 2000.
Un programme national d'éradication a été lancé en 2005 avec l'aide d'un financement LIFE-Nature. Mis en œuvre jusqu'en 2011, il a entraîné une réduction de la population de plus de 95 %. Les effectifs ont également diminué dans un certain nombre d'autres pays européens (par exemple l'Islande, l'Irlande et l'Espagne), probablement en raison du déclin de la population source au Royaume-Uni. Le tir des oiseaux a eu lieu à tout moment de l'année, mais plus de 70 % des érismatures rousses ont été prélevées en automne et en hiver, lorsqu'elles formaient d'importants groupes sur un petit nombre de plans d'eau.
À la fin du programme LIFE-Nature, la population était estimée à environ 100 oiseaux. Depuis lors, le gouvernement britannique a continué de financer le programme d'éradication et les effectifs actuels d'érismatures rousses avoisinent les 20 individus. Ceux-ci ont une distribution dispersée au travers du Royaume-Uni, formant de très petites populations locales qui ne semblent plus être en contact les unes avec les autres. Le gouvernement britannique reste déterminé à éradiquer totalement cette espèce et les mesures de lutte seront maintenues jusqu'à ce que la viabilité des petites populations ne soit plus assurée, conduisant à une mort naturelle des derniers oiseaux.


© P. Massit/ONCFS

s'intègre également dans la stratégie nationale relative aux espèces exogènes (Ministère de l'Environnement, 2017).

La mise en œuvre du plan national de lutte incombe à l'ONCFS, avec l'appui de la Société nationale pour la protection de la nature (SNPN), qui est gestionnaire de la Réserve naturelle nationale du lac de Grand-Lieu, en Loire-Atlantique, où hivernent la plupart des érismatures rousses. Jusqu'alors, les opérations de lutte hivernales se sont soldées par un échec, en raison de l'absence de techniques éprouvées tant pour prélever les oiseaux que pour éviter le dérangement des autres espèces d'anatidés. Par conséquent, la majorité des tirs sont réalisés sur les oiseaux en reproduction, sur le lac lui-même ainsi que sur des plans d'eau dans un rayon de 150 à 200 kilomètres, voire davantage. En dehors du lac, des opérations sont envisagées dès qu'une érismature est détectée, n'importe quand dans l'année. Ces observations d'érismatures peuvent être faites, soit par les agents de l'ONCFS, soit par des ornithologues qui transmettent leurs informations directement ou *via* les bases de données naturalistes et collaboratives en ligne.

Deux techniques sont principalement employées pour éliminer les oiseaux : le tir à l'affût ou à l'approche et la poursuite à l'aide de bateaux à moteur. Le tir à l'affût ou à l'approche est adapté aux pièces d'eau de petite ou moyenne dimension. Cette technique mobilise en général 1 à 3 agents équipés de carabines munies de silencieux et/ou de fusil de chasse, avec parfois le recours à des leurres et à des bandes sonores reproduisant les manifestations vocales des nicheurs. L'usage de bateaux à moteur est réservé aux plans d'eau relativement grands et/ou qui abritent beaucoup d'oiseaux difficiles à approcher. Ceux-ci sont alors poussés vers des tireurs postés sur des îlots ou les bords de l'étang et/ou sont tirés directement depuis le bateau.

Une relative stabilisation des effectifs d'érismature rousse en France

Si le plan national de lutte a rendu possible l'élimination de 2 000 érismatures rousses depuis 1996, il n'a pas abouti à l'éradication de l'espèce. Ainsi, entre 200 et 300 oiseaux sont toujours observés en France, majoritairement dans l'Ouest, avec des contacts dans 18 départements en moyenne chaque année. En 2017, l'érismature rousse a fait l'objet de

▲ *Opération de retrait d'érismatures rousses menée par les agents de l'ONCFS sur une grande pièce d'eau, avec utilisation d'un bateau à moteur pour rabattre les oiseaux vers des tireurs postés sur les berges.*

250 signalements (certains se rapportant aux mêmes individus vus à des dates différentes), sur 42 sites répartis dans 44 communes de 17 départements (***figure 2***). Plus de 70 % de ces observations se concentrent toujours dans cinq départements des régions Bretagne et Pays de la Loire : la Mayenne, la Loire-Atlantique, l'Ille-et-Vilaine, le Maine-et-Loire et la Vendée. Des individus s'observent plus ponctuellement certaines années dans le Morbihan. Par ailleurs, l'érismature rousse est de nouveau régulière dans le nord du pays : la Somme, le Nord, le Pas-de-Calais, la Seine-Maritime et la Seine-et-Marne. Des observations d'individus isolés ont aussi été réalisées dans la Meuse, la Côte-d'Or, l'Ain, l'Hérault, la Haute-Garonne, les Landes et la Gironde.

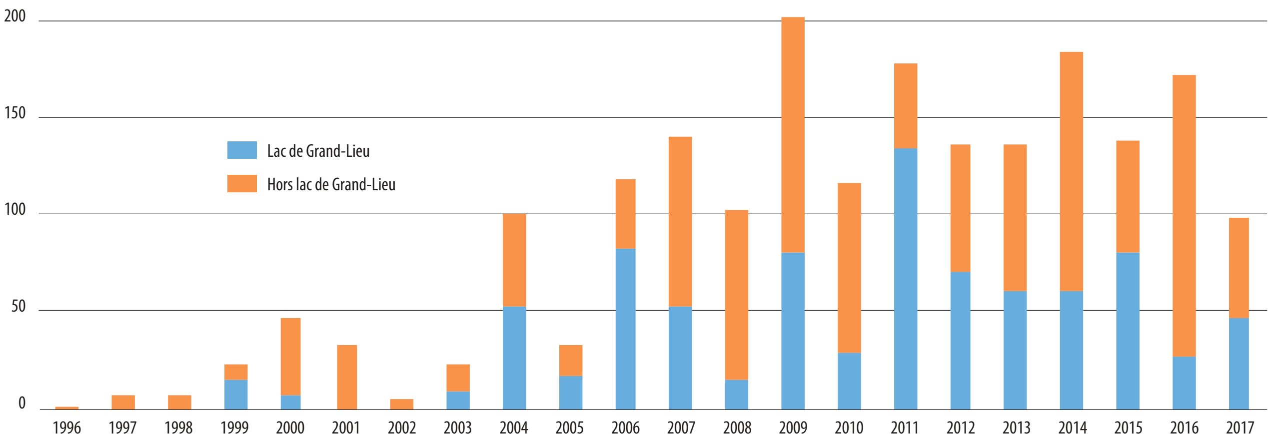
Depuis le début du programme, une centaine d'érismatures rousses sont prélevées en moyenne chaque année, avec une augmentation notable à partir de 2004 à la suite d'une prise en compte accrue de la problématique en Europe et d'une plus grande prise de conscience de la nécessité d'agir contre cette espèce (***figure 3***). Cependant, même si les prélèvements

Figure 2 **Sites de présence de l'érismature rousse identifiés en France en 2017.** (Source : ONCFS)





Figure 3 Effectifs d'érismatures rousses prélevés en France depuis le début du programme de lutte.



annuels en France représentent l'équivalent d'environ 50 % de la population hivernante, la forte capacité reproductrice de l'espèce induit que toute baisse de la pression de lutte l'amènera à connaître un nouvel essor. Rappelons pour s'en convaincre que la population européenne est issue des seuls 7 individus qui avaient été introduits en Grande-Bretagne en 1948 (Muñoz-Fuentes *et al.*, 2006).

Ainsi, la seule stabilisation des effectifs par une lutte récurrente n'assure pas à long terme une totale mise en sécurité de la population d'érismatures à tête blanche face à l'érismature rousse. Par ailleurs, depuis la fin des années 1980, des observations d'érismatures à tête blanche sont régulières en France, l'espèce y étant désormais notée quasi annuellement, le plus souvent dans la zone d'occurrence de l'érismature rousse. Ces observations sont à mettre en lien avec l'accroissement de la population espagnole, voire un déplacement de certains oiseaux vers le nord rendu possible par l'évolution du climat.

Cette présence régulière d'érismatures à tête blanche en France, même à l'unité, milite en faveur d'un effort supplémentaire en matière d'efficacité dans la lutte.

Le LIFE Oxyura 2018-2023

Un projet LIFE + Biodiversité, porté par l'ONCFS avec pour bénéficiaire associé la SNPN, a été lancé en octobre 2018 (LIFE NAT/FR/000542) avec pour objectif d'éradiquer l'érismature rousse du milieu naturel français d'ici 2023, de prévenir toute nouvelle introduction et d'encourager la détection rapide et l'élimination de l'érismature rousse dans les autres pays de l'Union.

Ce financement européen a pour objet principal de spécialiser du personnel pour assurer les tâches de détection et d'élimination de l'érismature rousse, en augmentant la pression de prospection de sites favorables au cours du printemps et de l'été. En effet, l'une des faiblesses actuelles du système de lutte est la difficulté à mobiliser rapidement, et de manière parfois répétée, les agents permanents des services départementaux de l'ONCFS. La mise en place d'une équipe dédiée et animée nationalement a déjà fait ses preuves au Royaume-Uni, avec l'appui d'un fond LIFE de 2005 à 2010 qui avait permis le recrutement de 10 agents. Ainsi, des agents disposant d'une solide connaissance de l'espèce, assistés et relayés par les services départementaux dans leur parfaite connaissance des territoires et de leurs acteurs, vont permettre d'accroître la réactivité et par suite l'efficacité du processus de lutte. La mobilisation des réseaux naturalistes pour faire remonter les données d'observations d'érismatures rousses est également un élément clé, qui contribuera très largement au succès du programme. Et si cela est parfois perçu comme une atteinte inutile à une espèce exogène au demeurant attractive, ne pas communiquer aux opérateurs l'observation d'oiseaux, même vus à l'unité, pourrait s'avérer lourd de conséquences pour la conservation de l'érismature à tête blanche en Europe. Car l'action de lutte s'intègre bien dans un objectif de préservation d'une espèce native et menacée en Europe, et non un objectif d'éradication d'une espèce exogène en tant que tel.

Pour accroître la pression sur la population d'érismatures rousses hivernant sur le lac de Grand-Lieu, les modes opératoires seront repensés, avec pour objectif de déranger le moins possible les autres espèces en stationnement. Pour ce faire, l'usage d'affûts, d'armes dotées de silencieux et de leurres sera testé.

Inscrite au règlement européen n° 1143/2014 relatif à la prévention et à la gestion de l'introduction et de la propagation des espèces exotiques envahissantes, l'érismature rousse est désormais interdite à la détention, à l'échange et à la vente (en dehors d'éventuelles dérogations pour les établissements de présentation au public notamment). L'objectif de cette nouvelle réglementation est bien de réduire le risque que des oiseaux ne s'échappent dans le milieu naturel. Les établissements de conservation, comme certains zoos, seront accompagnés dans le cadre de ce projet LIFE, afin de porter auprès du grand public le bon message sur la problématique des espèces exotiques envahissantes, qui n'est pas nécessairement présent dans toutes les consciences.



Logo du LIFE Oxyura dont l'ONCFS vient d'être bénéficiaire pour tenter de maîtriser complètement l'érismature rousse en France, en association avec la SNPN.

Perspectives

L'éradication de l'érismature rousse en France contribuera de manière décisive à la stratégie globale de conservation de l'espèce indigène promue par l'Union européenne, en permettant d'écarter dans une large mesure la menace majeure d'introgression génétique par hybridation. Elle constituera un signe très encourageant pour les pays signataires du plan international de conservation de l'érismature à tête blanche, de nature à les inciter à mettre en œuvre les mesures de conservation et de restauration des habitats que ce plan préconise. L'éradication de l'érismature rousse en France, après le Royaume-Uni, devrait également inciter les autres pays où elle est présente à optimiser et à intensifier leurs propres programmes de lutte. À l'inverse, si rien n'était engagé, l'expansion de l'érismature rousse à partir de la population française découragerait les bonnes volontés et ruinerait les efforts humains et financiers considérables déjà consentis dans ce domaine. La seule limitation des effectifs d'érismature rousse, telle qu'elle se pratique actuellement en France, en Belgique et aux Pays-Bas, serait une option à la fois très coûteuse et risquée, tandis que le choix de son éradication apparaît comme le plus bénéfique et le moins onéreux à longue échéance. En outre, la seule régulation de la population conduirait sur le long terme à détruire beaucoup plus d'individus que l'éradication pure et simple, ce qui est contraire à l'éthique et susceptible de provoquer des réactions adverses dans le grand public. D'autres bénéfices induits par le projet sont attendus : l'éradication de l'érismature rousse en France permettra en particulier d'envisager à nouveau la possibilité d'une réintroduction de l'érismature à tête blanche en Corse, d'où elle a disparu depuis les années 1960. ●



▲ *L'éradication complète de l'érismature rousse apparaît comme une action importante et nécessaire pour éliminer le risque de pollution génétique de l'érismature à tête blanche, et contribuer ainsi aux conditions de sa restauration.*

Bibliographie

- ACBK. 2016. *More than 20 thousand individuals of white-headed duck were registered in Akmola region*. Association for the Conservation of Biodiversity of Kazakhstan. Available at: http://www.acbk.kz/en/news/7320/.
- Anonyme. 2004. *Plan d'action contre l'érismature rousse au Maroc, 2003-2005*. UICN SEO-Birdlife, Rabat. 27 p.
- Council of Europe. 2018. *Expert meeting on the implementation of the action plan for eradication of ruddy duck in Europe. Paris, 25 June 2018*. Meeting report. 5 p.
- Cranswick, P.A. & Hall, C. 2010. *Eradication of the ruddy duck* Oxyura jamaicensis *in the Western Palaearctic: A review of progress and a revised Action Plan 2011-2015*. WWT report to the Bern Convention. 56 p.
- Dubois, P. J., Le Maréchal, P., Olioso, G. & Yésou, P. 2008. *Nouvel Inventaire des oiseaux de France*. Delachaux & Niestlé. 560 p.
- Green, A.J. & Hughes, B. 2001. White-headed duck *Oxyura leucocephala*. In: Parkin, D.B. (ed.). *BWP Update: The Journal of birds of the Western Palearctic, Vol. 3*. Oxford University Press, Oxford: 79-90.
- Hugues, B., Criado, J., Delany, S., Gallo-Orsi, U., Green, A., Grussu, M., Perennou, C. & Torres, J.A. 1999. *The status of the ruddy duck (*Oxyura jamaicensis*) in the Western Palearctic: Towards an action plan for eradication, 1999-2002*. Report by the Wildfowl and Wetlands Trust to the Council of Europe. 40 p.
- Li Zuo Wei, D. & Mundkur, T. 2003. Status overview and recommendations for conservation of the white-headed duck *Oxyura leucocephala* in Central Asia. *Wetlands International Global Series 15*, Kuala Lumpur, Malaysia.
- Mayaud, N. 1936. *Inventaire des oiseaux de France*. Société d'études ornithologiques, Blot éditeur, Paris. 211 p.
- Ministère de l'Environnement. 2017. *Stratégie nationale relative aux espèces exotiques envahissantes*. 44 p.
- Mouronval, J.-B., Maillard, J.-F. & Cugnasse, J.-M. 2015. *Plan national de lutte contre l'érismature rousse (*Oxyura jamaicensis*) 2015-2025*. MEDDE, ONCFS. 105 p.
- Muñoz-Fuentes, V., Green, A.J., Sorenson, M.D., Balmaseda, N., José, J. & Vilà, C., 2006. The ruddy duck *Oxyura jamaicensis* in Europe: Natural colonization or human introduction? *Molecular Ecology* 15(6): 1441-1453. https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2006.02886.x
- Muñoz-Fuentes, V., Vilà, C., Green, A.J., Negro, J.J. & Sorenson, M.D. 2007. Hybridization between white-headed ducks and introduced ruddy ducks in Spain. *Molecular Ecology* 16(3): 629-638. https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2006.03170.x
- Torres, J.A. 2012. Informe Nacional Malvasia 2011. Consejeruia de Medio Ambiente, Junta de Andalucia (unpublished report).

Gestion d'espèces exotiques envahissantes : le cas des **écureuils en France**



▲ *L'écureuil roux d'Europe est menacé par l'introduction de sciuridés exogènes.*

L'écureuil roux d'Europe est le seul sciuridé arboricole présent naturellement dans la partie ouest du continent européen. L'introduction de sciuridés exogènes, rongeurs à l'origine de perturbations écologiques, économiques et/ou sanitaires, constitue une menace réelle pour cette espèce peu habituée à la compétition. Actuellement, deux espèces d'écureuils exotiques sont installées localement en France métropolitaine : l'écureuil de Pallas et le tamia de Sibérie ou écureuil de Corée. Si des mesures européennes récentes permettent d'en limiter l'introduction, il reste maintenant à contenir l'expansion des populations déjà bien implantées et à maîtriser totalement celles en phase d'installation ou occupant encore de faibles superficies.

Jean-Louis Chapuis[1], Olivier Gerriet[2], Isabelle Losinger-Chabod[3], Benoît Pisanu[1, 4]

[1] *Muséum national d'histoire naturelle.*
[2] *Muséum d'histoire naturelle de Nice.*
[3] *ONCFS, Cellule technique, Délégation régionale Auvergne-Rhône-Alpes.*
[4] *UMS PatriNat.*

Contacts : jean-louis.chapuis@mnhn.fr ; olivier.gerriet@ville-nice.fr ; isabelle.losinger-chabod@oncfs.gouv.fr ; benoit.pisanu@mnhn.fr

Vingt espèces d'écureuils introduites dans le monde

La famille des sciuridés compte près de 280 espèces inégalement réparties à travers le monde (Thorington *et al.*, 2012). Seules 8 % d'entre elles peuplent la zone paléarctique (Gurnell, 1987) et 8 sont natives d'Europe. La diversité spécifique en écureuils est donc très faible sur le continent européen, avec en conséquence des populations peu exposées aux relations avec d'autres rongeurs de cette famille (compétition alimentaire, parasitisme). En France métropolitaine, seules deux espèces de sciuridés sont autochtones : l'écureuil roux d'Europe (*Sciurus vulgaris*) et la marmotte des Alpes (*Marmota marmota*). La première a un statut d'espèce protégée, avec une large distribution géographique ; la seconde, localisée dans les massifs alpins et pyrénéens, est chassée localement (Chapuis *et al.*, 2012). Signalons que deux espèces de sciuridés sont présentes en Guyane française, *Guerlinguetus aestuans* et *Sciurillus pusillus* (Catzeflis, 2017).

Depuis la fin du XIXe siècle, 20 espèces d'écureuils ont été introduites à travers le monde (Bertolino, 2009). À partir des années 1970, l'Europe a accueilli 5 espèces des genres *Sciurus*, *Callosciurus* et *Tamias,* en provenance d'Asie et d'Amérique du Nord (*ibid.*), principalement importées en tant qu'animaux d'ornement ou de compagnie. La majorité des introductions en nature a été due à des lâchers volontaires et, dans une moindre mesure, à des

individus échappés accidentellement de captivité.

La grande capacité des écureuils exotiques à établir des populations à partir d'un petit nombre de fondateurs, ainsi que leurs impacts sur la biodiversité, l'économie ou la santé humaine, ont conduit les pays membres de l'Union européenne à leur porter une attention particulière. En effet, parmi les 11 espèces de mammifères considérées à ce jour comme exotiques envahissantes préoccupantes pour l'UE (règlement d'exécution 1143/2014) et soumises à réglementation, quatre sont des sciuridés.



▲ *Tamia de Sibérie.*

Pourquoi ces espèces sont-elles indésirables en Europe ?

Quatre espèces d'écureuils exotiques sont considérées à ce jour comme préoccupantes pour l'Union européenne : l'écureuil gris d'Amérique (*Sciurus carolinensis*), l'écureuil de Pallas (*Callosciurus erythraeus*), le tamia de Sibérie ou écureuil de Corée (*Tamias sibiricus*) et l'écureuil fauve ou écureuil-renard (*Sciurus niger*).

• **L'écureuil gris d'Amérique**, introduit en tant qu'animal d'ornement ou de fourrure à la fin du XIXe siècle en Grande-Bretagne, ainsi qu'au milieu du XXe siècle dans le nord de l'Italie, est un exemple phare des conséquences écologiques et économiques engendrées par la prolifération d'un écureuil exotique. Son introduction s'est traduite principalement par la disparition de l'écureuil roux d'Europe, par compétition alimentaire et interactions parasitaires. Sur le plan économique, son impact concerne la sylviculture, l'écureuil gris occasionnant des blessures importantes aux arbres par écorçage, réduisant ainsi leur valeur économique (IUCN, 2005 ; Bertolino, 2009).

• **L'écureuil de Pallas** est parmi les *Callosciurus* l'espèce la plus fréquemment introduite à travers le monde (Japon, Argentine, Belgique, Pays-Bas, Italie, France). Partout où il s'est implanté, les dégâts occasionnés sont identiques : consommation de fruits dans les jardins et vergers, rongement de l'écorce des arbres et arbustes, des fils téléphoniques, des systèmes d'irrigation, des structures en bois des habitations (Chapuis *et al.*, 2012 ; Dozières, 2012). Récemment, il a été montré en Italie que sa présence entraînait la raréfaction de l'écureuil roux d'Europe (Mazzamuto *et al.*, 2017), ce qui est également suspecté dans les Alpes-Maritimes (Chapuis *et al.*, 2014).

• **Le tamia de Sibérie**, quant à lui, pose problème sur le plan de la santé humaine. Réservoir des bactéries responsables de la borréliose de Lyme, il joue en effet un rôle majeur dans l'infection des tiques de l'espèce *Ixodes ricinus*, vecteurs de la maladie à l'homme (***figure 1***). En Forêt de Sénart (dép. 91 et 77), il infecterait 8 fois plus de tiques que le mulot sylvestre (*Apodemus sylvaticus*) et le campagnol roussâtre (*Myodes glareolus*), rongeurs autochtones réservoirs de ces bactéries (Marsot, 2011 ; Marsot *et al.*, 2013). De plus, il héberge trois espèces de ces bactéries (*Borrelia burgdorferi* s.s., *B. afzelii* et *B. garinii*), contre une seule chez ces rongeurs (*B. afzelii*) – (Marsot *et al.*, 2011). Si le principal impact de cet écureuil exotique concerne la santé humaine, d'autres effets négatifs sont suspectés. Notamment, deux espèces de parasites intestinaux (nématodes), introduites avec le tamia, peuvent infester l'écureuil roux d'Europe (Pisanu *et al.*, 2009).

• **L'écureuil fauve**, enfin, espèce de l'est et du centre de l'Amérique du Nord, a été inclus à titre préventif dans la liste européenne en raison de son intérêt comme espèce de compagnie et de son potentiel envahissant dans l'ouest des États-Unis, où il a fait l'objet d'un grand nombre d'introductions avec des conséquences écologiques et économiques néfastes (Bertolino, 2009).

Figure 1 **Cycle de la tique *Ixodes ricinus*.** (Source : G. Vourc'h, INRA)
Le cycle de cet acarien comprend trois repas de sang. Si la larve ou la nymphe effectue son repas sur un vertébré réservoir des bactéries responsables de la borréliose de Lyme, elle conservera et amplifiera ces bactéries et, au stade suivant (nymphe ou adulte), infectera l'homme en cas de piqûre.

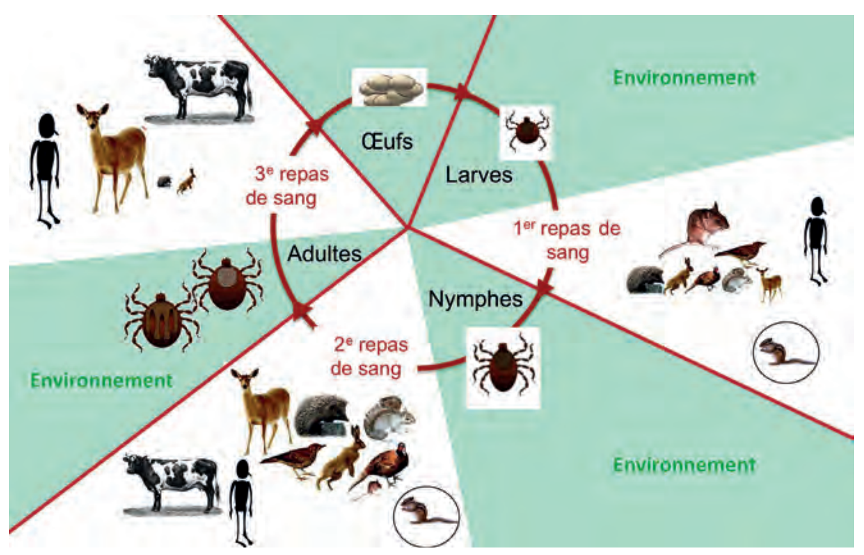


Tableau 1 Fiche d'identité du tamia de Sibérie et de l'écureuil de Pallas.
(Source : Chapuis *et al.*, 2012)

	Le tamia de Sibérie	L'écureuil de Pallas
Systématique	Ordre : Rongeurs Famille : Sciuridés Genre : *Tamias* [*Eutamias*] Espèce : *Tamias sibiricus* (Laxmann, 1769) Sous-espèces présente en France : *T. s. barberi*	Ordre : Rongeurs Famille : Sciuridés Genre : *Callosciurus* Espèce : *Callosciurus erythraeus* (Pallas, 1779) Sous-espèce dans les Alpes-Maritimes : *C. e. thaiwanensis*
Aire d'origine	Russie (Sibérie), Chine, Mandchourie, Péninsule coréenne, Japon (Hokkaido)	Inde, sud de la Chine, Laos, Cambodge, Vietnam, Thaïlande, Péninsule malaise
Morphologie (adulte) – pelage	≈ 100 g – dos beige, avec 5 rayures foncées, ventre clair, pas de dimorphisme sexuel	≈ 350 g (Antibes) – dos brun olive, ventre roux acajou ≈ 290 g (Istres) – dos gris agouti, ventre jaune pâle, pas de dimorphisme sexuel
Habitat	Groupements forestiers, parcs, jardins, vieux murs	Groupements forestiers, haies, parcs, jardins
Comportement	Diurne, terrestre Trouve abri dans un terrier Hibernation d'oct.-nov. à fév.-mars (dans son terrier)	Diurne, arboricole Trouve abri dans un nid dans un arbre Actif tout au long de l'année
Alimentation	Fruits d'arbres (glands, châtaignes, noisettes…) en automne, bourgeons au printemps ; insectes, fruits (mûres) en été	Fruits d'arbres (glands) en automne, de fruitiers (agrumes notamment) en été
Reproduction	1 à 2 portées/an de 3 à 4 petits	1 à 2 portées/an de 1 à 3 petits
Prédation	Buse variable, belette d'Europe ; chat et chien à proximité des habitations	Peu de prédateurs naturels (chat, chien)

Qu'en est-il en France métropolitaine ?

Depuis la fin des années 1960, deux sciuridés originaires d'Asie et issus de captivité sont installés sur notre territoire : le tamia de Sibérie et l'écureuil de Pallas[1]. Les caractéristiques taxonomiques, biologiques et écologiques de ces deux espèces sont résumées dans le ***tableau 1***.

Origine des introductions et localisation des populations

Le tamia de Sibérie

Ce rongeur a été vendu dans les animaleries à partir des années 1960 en tant qu'animal de compagnie. Jusqu'en 1980, environ 200 000 individus étaient exportés de Corée du Sud chaque année (Chapuis *et al.*, 2011). Par la suite, des élevages européens ont progressivement alimenté le commerce. Dans différents pays, dès la fin des années 1960, il a été relâché dans la nature en tant qu'animal d'ornement (dans des parcs de loisirs), et plus généralement par des propriétaires lassés de sa compagnie.

En France, 11 populations étaient recensées en 2011 (Chapuis *et al.*, 2011). En 2017, quatre de ces populations avaient disparu, en relation avec leur faible effectif, et une nouvelle population (Échirolles, Isère) était en voie d'installation. Quatre d'entre elles comptent plusieurs milliers voire dizaines de milliers d'individus et occupent des massifs forestiers de surface importante (***tableau 2***). Excepté la population présente sur la commune d'Échirolles, la plupart de celles établies en France sont issues de lâchers effectués dans les années 1980-1990. Au cours de cette dernière décennie, entre 10 et 20 individus sont observés annuellement dans divers départements. Généralement seuls, ils sont rapidement éliminés par des prédateurs (notamment le chat domestique) – (Chapuis *et al.*, 2012).

L'écureuil de Pallas

Il n'a pas été vendu dans les animaleries en France. La première population installée sur notre territoire provient d'écureuils ramenés de Taïwan par un particulier et lâchés dans les Alpes-Maritimes, sur le Cap d'Antibes, à la fin des années 1960. La seconde, présente dans les Bouches-du-Rhône sur la commune d'Istres, est probablement issue d'individus achetés sur Internet, puis lâchés ou échappés de captivité au début des années 2000 (***tableau 2***). Par ailleurs, un écureuil de Pallas a été observé en 2016 dans un parc urbain de la commune d'Arles. Cet individu n'a plus été signalé par la suite (Chapuis *et al.*, 2012).

Trois autres espèces d'écureuils exotiques ont été observées en France ces dernières années : l'écureuil gris d'Amé-

1. Signalons qu'un autre écureuil, le funambule à cinq raies claires (*Funambulus pennantii*), a été introduit en Guadeloupe en 1968 (Lorvelec *et al.* 2007).

Tableau 2 Localisation et gestion potentielle ou en cours des populations de tamias de Sibérie et d'écureuils de Pallas présentes en France (2018).

Tamia de Sibérie (lieu et année d'introduction)	Gestion potentielle
Essonne : Forêt de Sénart, Draveil (48°40'N, 2°27'E), 3 200 ha, fin des années 1960	Contrôle en périphérie
Hauts-de-Seine : Forêt de Meudon, Clamart (48°47'N, 2°14'E), 1 100 ha, années 1980	Contrôle en périphérie
Hauts-de-Seine : parc Henri-Sellier, Plessis-Robinson (48°46'N, 2°15'E), 26 ha, années 1980	Éradication possible
Yvelines : Bois de Guyancourt (48°46'N, 2°5'E), environ 300 ha, fin des années 1980	Contrôle en périphérie
Yvelines : Bois de Verneuil-sur-Seine (48°59'N, 1°56'E), sur 230 ha, milieu des années 1980	Contrôle en périphérie
Val-d'Oise : Bois de Boissy, Taverny (49°0'N, 2°13'E), sur 40 ha, 1990	Éradication possible
Oise : Forêt d'Halatte, Creil (49°14'N, 2°29'E), partie sud sur environ 1 500 ha, 1986	Contrôle en périphérie
Isère : bordure du Drac, Échirolles (45°8'N, 5°41'E), sur une dizaine d'hectares, années 2000	Éradication (en cours)
Écureuil de Pallas (lieu et année d'introduction)	**Gestion en cours**
Alpes-Maritimes : bois, parcs et jardins des communes d'Antibes (43°33'N, 7°07'E), Vallauris, Mougins, Le Cannet, Cannes ; introduit sur le Cap d'Antibes à la fin des années 1960	Contrôle depuis 2012
Bouches-du-Rhône : bois et haies de la commune d'Istres (43°36'N, 4°55'E), extension sur la commune de Saint-Martin-de-Crau ; introduit au début des années 2000 (secteur d'Entressen)	Contrôle depuis 2016 Éradication possible



▲ *Écureuil de Pallas photographié à Antibes.*

rique, l'écureuil de Barbarie (*Atlantoxerus getulus)* et l'écureuil roux d'Amérique (*Tamasciurus hudsonicus*) – (Chapuis *et al.*, 2012) ; aucune n'est installée en France. Pour l'écureuil gris d'Amérique, présent en Italie et pouvant ainsi coloniser naturellement la France depuis le Piémont, seuls quatre individus lâchés par leurs propriétaires ou échappés de captivité ont été observés en nature : un dans le Var (proximité de Toulon), un dans le Doubs (proximité de Besançon), un dans l'Essonne (Gif-sur-Yvette) et le dernier à Paris, dans le Parc Montsouris. Les individus du Var et de l'Essonne n'ont plus été revus suite à leur signalement. Celui du Doubs a été recapturé par son propriétaire et celui du Parc Montsouris a été capturé. Les deux autres espèces, l'écureuil de Barbarie (n = 2) et l'écureuil roux d'Amérique (n = 1), ont été observées en milieu urbain, à Paris. L'origine de ces écureuils n'est pas connue, mais il est probable qu'ils aient été ramenés dans les bagages de vacanciers (écureuil de Barbarie) et/ou achetés sur Internet.

Gestion du tamia de Sibérie et de l'écureuil de Pallas

Deux types d'opérations sont distingués selon l'importance de la population ciblée : le contrôle, visant à réduire l'effectif et à limiter l'expansion de la population, et l'éradication.

Sur le plan réglementaire, la mise en place d'une opération de contrôle ou d'éradication nécessite la publication d'un arrêté préfectoral[2].

2. À titre d'exemple, voir les arrêtés préfectoraux des Alpes-Maritimes (AR n° 2012-356, n° 2015-205) et des Bouches-du-Rhône (AR n° 13-2015) relatifs à l'écureuil de Pallas (https://ecureuils.mnhn.fr/ecureuil-de-pallas) et l'arrêté préfectoral de l'Isère (AR n° 38-2018) relatif au tamia de Sibérie (Rossetto, 2018). Voir aussi l'article p. 10 sur la consolidation des mesures de lutte à l'encontre des EEE.

Outre les agents de l'ONCFS, les intervenants potentiels sont en général les lieutenants de louveterie, les gardes-chasse assermentés, les particuliers détenteurs d'un permis de chasser et/ou d'une capacité de piégeage ayant suivi une formation d'habilitation auprès des agents de l'ONCFS et du Muséum national d'histoire naturelle (MNHN).

Pour les deux types d'interventions, il est important d'informer le public sur les objectifs des opérations envisagées et les méthodes utilisées, cela par l'intermédiaire de sites internet, d'articles de presse, de plaquettes, d'émissions de télévision, de conférences. En l'absence d'un plan de communication bien établi, la pression du public peut entraîner l'interruption d'une opération (cas d'une opération d'éradication de l'écureuil gris en Italie – Bertolino & Genovesi, 2003), ou être à l'origine du déplacement d'animaux (translocation d'écureuils de Pallas sur plusieurs centaines de kilomètres en Argentine – Borgnia *et al.*, 2013).

Modalités de gestion du tamia de Sibérie

Secteurs d'intervention

La gestion d'une population de tamias de Sibérie nécessite au préalable de délimiter avec précision son aire de répartition. En sa périphérie, si des habitats paraissent favorables à l'espèce, un effort de piégeage est à mener afin de vérifier son absence. En effet, à faible densité, elle est très difficilement détectable à vue.

Modes d'intervention

Seuls des pièges non vulnérants, capturant les individus sans les blesser, devront être utilisés. Les espèces non cibles (rongeurs, insectivores, oiseaux) pourront ainsi être relâchées. Les pièges vulnérants, de type « tapette à rats »,



▲ *Capture d'un tamia de Sibérie avec un piège Sherman™.*

seront à proscrire. Pièges à privilégier : Sherman™ (8 x 8 x 25 cm) placés au sol. Ces pièges, appâtés avec des graines de tournesol et/ou du beurre d'arachide, seront distants au maximum de 30 m, avec une densité de 7 à 8 pièges/ha. Dans les secteurs favorables, leur densité sera deux fois plus élevée : 15 pièges/ha. Une carabine 9 mm peut être localement utilisée, notamment pour éliminer des individus réfractaires aux pièges (Rossetto, 2018). Ce mode d'intervention reste toutefois peu efficace et doit être limité aux opérations de contrôle.

Périodes d'application

De préférence au printemps, à la sortie de l'hibernation (mars), période où l'effectif de la population est le plus faible et avant la première reproduction.

Durée du piégeage

De 5 à 8 jours consécutifs. Les pièges, ouverts à l'aube, sont relevés toutes les trois heures et fermés le soir lors de la dernière visite (afin de ne pas capturer des rongeurs nocturnes, non cibles).

Si l'éradication de la population est envisagée, refaire un piégeage l'année n + 1, puis l'année n + 2, même si aucun individu n'a été observé ou capturé au cours de l'année n + 1. Ces sessions de piégeage seront organisées de préférence en juin (émergence des jeunes). Si aucun individu n'est capturé l'année n + 2, l'espèce sera considérée comme éradiquée. Une surveillance sera néanmoins maintenue sur les secteurs périphériques.

Traitement des animaux capturés

Les animaux seront euthanasiés par dislocation des vertèbres cervicales ou par choc crânien. Ils seront numérotés,

▶ Encadré • Gestion d'une petite population de tamias de Sibérie en Isère

J. Rossetto, ONCFS

En juin 2017, plusieurs tamias de Sibérie étaient signalés à l'ONCFS à proximité d'un centre commercial de la commune d'Échirolles. Après recherches, il est apparu que des individus étaient observés plus ou moins régulièrement sur ce secteur depuis 2002 (date où des écureuils se seraient échappés d'une animalerie) et, en 2017, sur un site proche (1 500 m environ) localisé sur la commune de Pont-de-Claix. En vue d'en prévenir l'expansion, et sur la base d'une expertise réalisée début novembre 2017 en collaboration avec le Muséum national d'histoire naturelle (MNHN), la Direction départementale des territoires de l'Isère (DDT 38) a pris un arrêté préfectoral après avis du Conseil scientifique régional du patrimoine naturel (CSRPN). Cet arrêté (AP 38-2018) définit le cadre et le mode d'intervention de cette opération.

Sur le terrain, au cours de la première session de capture, du 26 mars au 24 avril 2018, entre 82 et 202 pièges de type Sherman™ ont été utilisés selon les semaines, représentant un effort de capture cumulé de 2 470 pièges-jours. Lors d'une seconde session, réalisée du 6 au 24 août 2018 (247 pièges-jours), l'utilisation d'une carabine (9 mm) a été testée avec succès à deux reprises en complément du piégeage. Ce dispositif a permis le prélèvement de 23 individus (9 femelles et 6 mâles, puis 3 femelles et 5 mâles) qui ont été mis à la disposition de différentes équipes de recherche (MNHN, AFB, INRA, ONCFS) en vue d'analyses diverses.

En 2019 (voire en 2020), de nouveaux piégeages seront organisés afin de s'assurer de la réussite de l'éradication.



© J. Losinger-Chabod

▲ *Opération de tirs de tamia de Sibérie. Ce genre d'intervention est peu efficace et doit se cantonner aux opérations de contrôle.*

localisés et conservés au congélateur pour analyses ultérieures (caractéristiques génétiques, cortèges en ecto- et endo-parasites, reproduction…).

Actions potentielles ou en cours (tableau 2)

Sur les huit populations présentes en France, trois occupent des bois et parcs de surfaces inférieures à 40 ha et pourraient être éradiquées. Une telle opération est en cours dans l'Isère (***encadré***). Pour les autres populations, seules des interventions destinées à limiter leur expansion sont principalement réalisables.

Modalités de gestion de l'écureuil de Pallas

Les deux populations présentes en France sont actuellement prises en compte par un plan national de lutte, mis en application en 2012 dans les Alpes-Maritimes (Antibes-Vallauris-Cannes) et en 2016 dans les Bouches-du-Rhône (Istres) (voir le site https://ecureuils.mnhn.fr/ecureuil-de-pallas).

Modes d'intervention

Deux méthodes sont utilisées pour contrôler cet écureuil, le piégeage et le tir (l'empoisonnement étant formellement interdit). Les pièges « non vulnérants » (ratière) sont les seuls autorisés (possibilité de relâcher les espèces non cibles). Ils sont appâtés avec des fruits (pomme, orange, banane) et relevés au minimum 3 fois par jour, à l'aube, en milieu de journée et le soir. Le tir au fusil de chasse (calibre 12, 16, 20 ou 410), plus efficace que le piégeage, sera privilégié chaque fois que les conditions de sécurité seront réunies. L'utilisation de carabines (canon rayé) est à proscrire pour des raisons de sécurité.

Périodes d'application

Tout au long de l'année, avec un effort particulier durant la période hivernale, avant l'entrée en reproduction.

Durée des opérations

Pour le contrôle de l'effectif d'une population, les tirs et piégeages sont effectués tout au long de l'année. Pour l'éradication, le tir sera privilégié et, dans les secteurs où cette technique ne pourra être utilisée, des sessions de piégeage de plusieurs jours seront réalisées.

Traitement des animaux capturés

Les animaux capturés par piégeage sont euthanasiés par choc crânien. Qu'ils soient piégés ou prélevés par le tir, les animaux collectés sont numérotés, localisés et conservés au congélateur pour analyse ultérieure.



▲ *Écureuil de Pallas pris dans un piège de type ratière appâté avec de la pomme.*

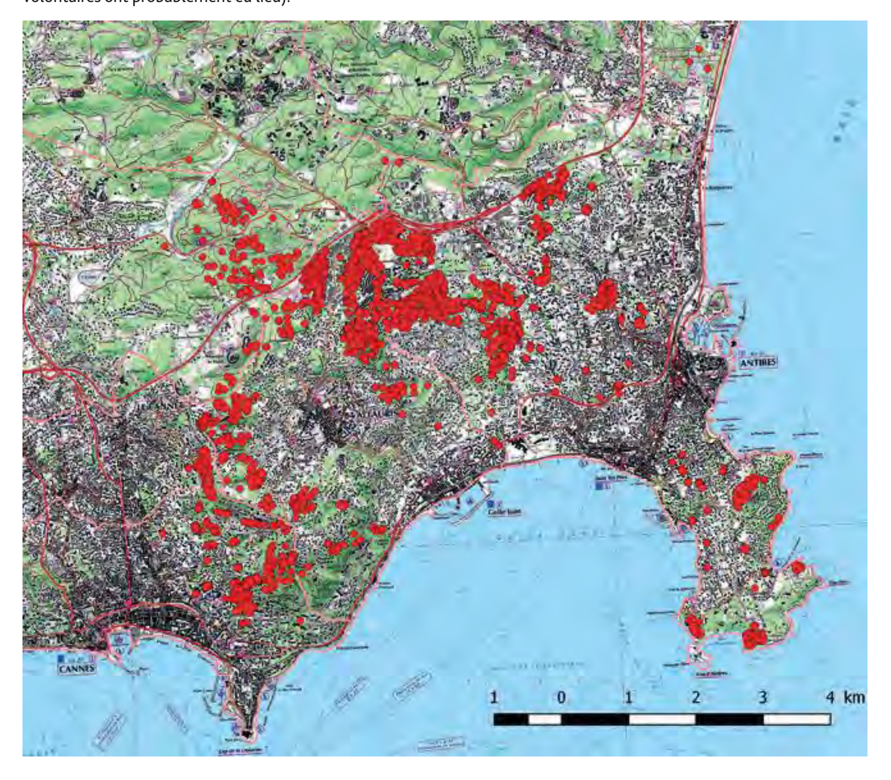
Actions potentielles ou en cours (tableau 2)

Dans les Alpes-Maritimes, l'espèce occupe une surface trop importante pour que l'éradication soit possible (35 km^2) ; seul le contrôle de la population est réalisable. Mi-2018, malgré le prélèvement de 4 100 individus, l'espèce tendait encore à étendre son aire de répartition (***figure 2***).

Dans les Bouches-du-Rhône, compte tenu de l'effectif estimé de la population (200 à 300 individus en 2015) et de son aire de répartition limitée (quelques centaines d'hectares), l'éradication paraît être un objectif réaliste. À la mi-2018, environ 200 individus avaient été prélevés sur ce site (secteur d'Entressen, Istres).

Figure 2 **Répartition des écureuils de Pallas prélevés entre juin 2012 et juin 2018 dans les Alpes-Maritimes.**

Les efforts de prélèvements ont porté principalement sur la périphérie de l'aire connue de répartition de l'espèce, notamment au nord de l'autoroute A8 (Parc départemental de la Valmasque) et dans des secteurs isolés (où des lâchers volontaires ont probablement eu lieu).





▲ *Écureuil de Pallas observé en pleine ville à Juan-les-Pins.*

Vous avez observé un écureuil exotique en nature, que faire ?

Un point parmi les plus importants de la lutte contre les espèces exotiques envahissantes est d'intervenir le plus tôt possible par la mise en place d'un réseau de surveillance étendu et efficace. En effet, plus l'intervention sera initiée tôt, plus le succès de l'opération sera garanti et à moindre coût. En ce sens, les réseaux d'information traditionnels, associés au développement de plateformes en ligne de sciences participatives citoyennes, offrent des outils de plus en plus puissants pour surveiller la faune et la flore sur de grandes échelles.

Les écureuils sont des mammifères facilement reconnaissables. Chaque observateur peut ainsi contribuer à la localisation de nouvelles populations d'écureuils exotiques en renseignant l'enquête nationale de répartition des sciuridés en France (https://ecureuils.mnhn.fr/enquete-nationale/). Grâce à ce site créé en 2012, l'extension des populations déjà implantées et l'installation de nouvelles populations peuvent être suivies en temps « quasi réel ».

Remerciements

Nous remercions en particulier Jean-François Maillard (ONCFS) pour ses commentaires sur la première version de cet article. ●

Pour en savoir plus

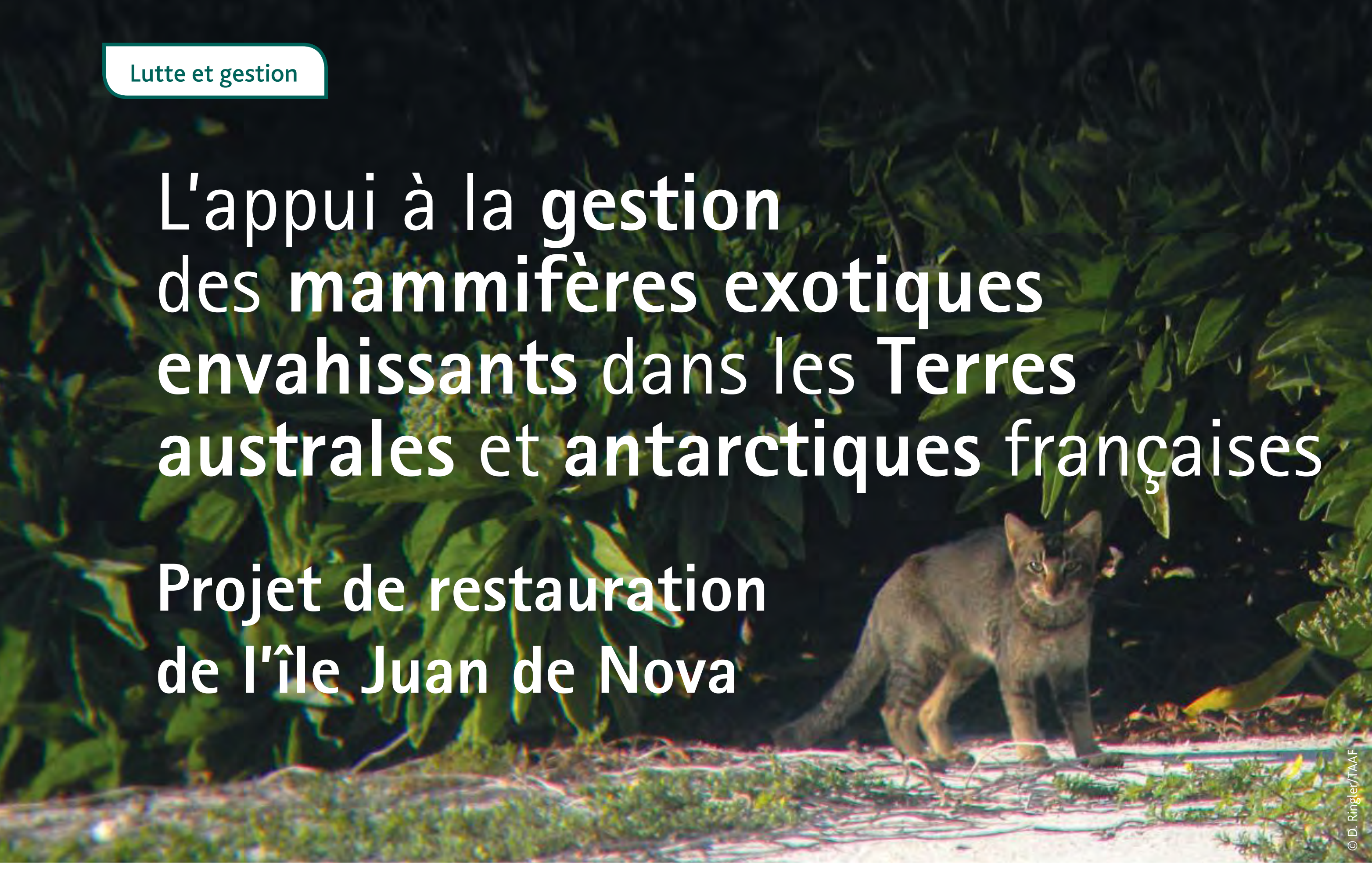
- https://ecureuils.mnhn.fr/
- http://www.oncfs.gouv.fr/Recherches-sur-les-especes-exotiques-envahissantes-ru509

Bibliographie

- Bertolino, S. 2009. Animal trade and non-indigenous species introduction: the worldwide spread of squirrels. *Diversity and Distributions* 15: 701-708.
- Bertolino, S. & Genovesi, P. 2003. Spread and attempted eradication of the grey squirrel (*Sciurus carolinensis*) in Italy, and consequences for the red squirrel (*Sciurus vulgaris*) in Eurasia. *Biological Conservation* 109: 351-358.
- Borgnia, M., Benitez, V.V., Gozzi, C. & Guichón, M.L. 2013. The red-bellied squirrel in Argentina and the management of introduced species as a biological and social problem. *Ecología Austral* 23: 147-155.
- Catzeflis, F., 2017. Liste des Mammifères de Guyane française. 15 p.
- Chapuis, J.-L., Obolenskaya, E., Pisanu, B. & Lissovsky, A. 2011. *Datasheet on* Tamias sibiricius. CABI, Wallingford, UK. https://www.cabi.org/isc
- Chapuis, J.-L., Dozières, A., Pisanu, B., Gerriet, O., Berlin, S. & Pauvert, S. 2011. *Plan national de lutte relatif à l'écureuil à ventre rouge (*Callosciurus erythraeus*) dans les Alpes-Maritimes*. Rapport MNHN, MNH-Nice, DREAL PACA, 31 p. https://ecureuils.mnhn.fr
- Chapuis, J.-L., Dozières, A. & Pisanu, B. 2012. *Les écureuils en France*. https://ecureuils.mnhn.fr, Muséum national d'histoire naturelle, Paris (consulté le 1.08.18).
- Chapuis, J.-L., Gerriet, O., Pisanu, B. & Pauvert, S. 2014. *Plan national de lutte relatif à l'écureuil à ventre rouge (*Callosciurus erythraeus*) dans les Alpes-Maritimes : bilan et perspectives*. Rapport MNHN, MNH-Nice, DREAL PACA, 46 p. https://ecureuils.mnhn.fr
- Dozières, A. 2012. *Conservation de l'écureuil roux en France : de l'état des populations aux enjeux liés à l'introduction de l'écureuil à ventre rouge*. Thèse doct., MNHN. 236 p.
- Gurnell, J. 1987. *The natural history of squirrels*. C. Helm, London. 201 p.
- IUCN/SSC Invasive Species Specialist Group (ISSG). 2005. *Datasheet on* Sciurus carolinensis *(grey squirrel)*. ISC (CABI). https://www.cabi.org/isc/datasheet/49075 (consulté le 26.09.2018).
- Lorvelec, O., Pascal, M., Delloue, X. & Chapuis, J.-L. 2007. Les mammifères terrestres non volants des Antilles françaises et l'introduction récente d'un écureuil. *Rév. Ecol. (Terre & vie)* Vol. 62 : 295-314.
- Marsot, M. 2011. *Modification du risque d'une maladie multi-hôtes suite à l'introduction d'une espèce réservoir : cas de la maladie de Lyme et du tamia de Sibérie en Île-de-France*. Thèse doct., Univ. Clermont-Ferrand. 174 p.
- Marsot, M., Sigaud, M., Chapuis, J.-L., Ferquel, E., Cornet, M. & Vourc'h, G. 2011. Introduced Siberian chipmunks (*Tamias sibiricus barberi*) harbour more diverse *Borrelia burgdorferi* sensu lato genospecies than native bank voles (*Myodes glareolus*). *Applied and Environmental Microbiology* 77: 5716-5721.
- Marsot, M., Chapuis, J.-L., Gasqui, P., Dozières, A., Masseglia, S., Pisanu, B., Ferquel, E. & Vourc'h, G. 2013. Introduced Siberian chipmunks (*Tamias sibiricus barberi*) contribute more to Lyme borreliosis risk than native reservoir rodents. *PLoS ONE* 8(1): e55377.
- Mazzamuto, M.V., Bisi, F., Wauters, L.A., Preatoni, D.G. & Martinoli, A. 2017. Interspecific competition between alien Pallas's squirrels and Eurasian red squirrels reduces density of the native species. *Biological Invasions* 19: 723-735.
- Pisanu, B., Lebailleux, L. & Chapuis, J.-L. 2009. Why do Siberian chipmunks *Tamias sibiricus* (*Sciuridae*) introduced in French forests acquired so few intestinal helminth species from native sympatric Murids? *Parasitology Research* 104: 709-714.
- Rossetto, J. 2018. *Gestion du Tamia de Sibérie : cas de la population présente sur les communes d'Échirolles et Pont-de-Claix (Isère, France). Bilan des opérations 2018*. ONCFS, rapport interne. 14 p. + ann.
- Thorington (Jr.), R.W., Koprowski, J.L., Steele, M.A. & Whatton, J.F. 2012. *Squirrels of the world*. The Johns Hopkins Univ. Press, Baltimore. 449 p.

L'appui à la **gestion** des **mammifères exotiques envahissants** dans les **Terres australes** et **antarctiques** françaises

Projet de restauration de l'île Juan de Nova



▲ *Chat haret photographié en haut de plage sur l'île Juan de Nova.*

Éric Buffard[1], **David Ringler**[2], **Isabelle Henry**[3], **Sophie Marinesque**[4], **Cédric Marteau**[5]

[1] ONCFS, directeur de la Réserve nationale de chasse et de faune sauvage d'Orlu – Foix.
[2] Chargé de programme « Restauration de la biodiversité » des Terres australes et antarctiques françaises – Saint-Pierre, La Réunion.
[3] Agent technique de l'environnement, Parc national de La Réunion.
[4] Adjointe au directeur de l'Environnement des Terres australes et antarctiques françaises, cheffe du service « Préservation et valorisation des Îles Éparses » – Saint-Pierre, La Réunion.
[5] Directeur de l'Environnement des Terres australes et antarctiques françaises – Saint-Pierre, La Réunion.

Contacts : eric.buffard@oncfs.gouv.fr ; david.ringler@taaf.fr ; isabelle.henry@cevennes-parcnational.fr ; sophie.marinesque@taaf.fr ; cedric.marteau@taaf.fr

L'impact des espèces exotiques envahissantes dans les Terres australes et antarctiques françaises (TAAF) constitue une préoccupation majeure pour la préservation de ces milieux isolés, et notamment celle des espèces emblématiques et rares qu'ils hébergent. Dans le cadre de la stratégie globale en matière de gestion des espèces exotiques envahissantes qu'elle poursuit depuis près de 20 ans sur son territoire, la collectivité des TAAF a récemment mené à bien une opération prioritaire de lutte contre le chat haret sur l'île Juan de Nova (Îles Éparses). Un succès patiemment construit avec l'appui de l'ONCFS et du Parc national de La Réunion, qui permet désormais d'espérer un nouveau souffle de naturalité pour ce sanctuaire unique de la biodiversité tropicale.

Les mammifères exotiques envahissants et l'érosion de la biodiversité dans les TAAF

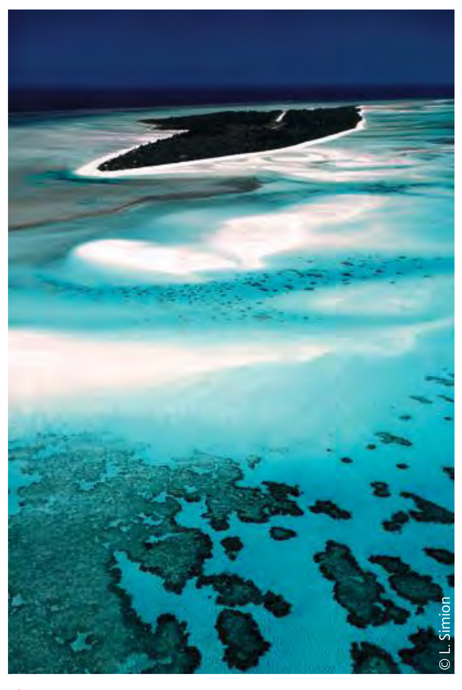
Malgré une superficie réduite (moins de 0,1 % de la surface terrestre mondiale), près de 3 600 plantes et de 420 vertébrés sont endémiques des collectivités d'outre-mer françaises, soit plus que dans toute l'Europe continentale (Gargominy & Bocquet, 2013). L'impact des espèces exotiques envahissantes (EEE) constitue à l'heure actuelle l'une des menaces principales pour cette biodiversité, concentrée pour l'essentiel dans des écosystèmes insulaires et donc hautement sensibles à l'introduction de nouveaux prédateurs et compétiteurs dans son environnement. Le territoire des Terres australes et antarctiques françaises (TAAF – ***encadré 1***), couvrant notamment les Îles Éparses (tropicales) et les Îles Australes (subantarctiques et subtropicales), ne fait pas exception à cette problématique majeure.

Avec l'arrivée de l'homme, ces îles françaises du sud-ouest de l'océan Indien ont été envahies par de nombreuses espèces de mammifères, introduites volontai-

▶ Encadré 1 • Les TAAF et leur mission environnementale

Les Terres australes et antarctiques françaises (TAAF), collectivité d'outre-mer créée par la loi du 6 août 1955, sont un territoire atypique doté de l'autonomie administrative et financière et placé sous l'autorité d'un préfet, administrateur supérieur. Le siège est installé depuis 2000 à Saint-Pierre de La Réunion, où il regroupe près de 70 personnes. Les TAAF sont formées par les îles Saint-Paul et Amsterdam, l'archipel de Crozet, l'archipel de Kerguelen (Îles Australes), la Terre Adélie et les Îles Éparses (depuis la loi du 21 février 2007). Ce territoire, réparti en latitude sur 80 % de l'hémisphère sud et composé quasi essentiellement de terres isolées et non habitées en permanence, est caractérisé par une très grande valeur naturelle, notamment liée à la présence d'écosystèmes remarquables et de plusieurs espèces endémiques.

La Direction de l'Environnement (DE) des TAAF est spécifiquement chargée de conduire la politique environnementale sur l'ensemble du territoire et de décliner localement la stratégie nationale pour la biodiversité, en particulier dans le cadre de la gestion de la Réserve naturelle nationale des Terres australes françaises dont la collectivité est le gestionnaire. Les TAAF ont ainsi adopté une stratégie environnementale globale qui fixe les priorités d'actions suivantes : développer sur ces territoires sentinelles un observatoire de la biodiversité et des changements globaux (en lien avec leurs missions de soutien aux activités de recherche), garantir l'état de conservation des écosystèmes terrestres et marins (et notamment lutter contre l'impact des espèces exotiques envahissantes) et accompagner le développement d'activités compatibles avec la préservation des écosystèmes (pêche et tourisme principalement).



▲ *Vue aérienne de l'île Juan de Nova, dans les Îles Éparses.*

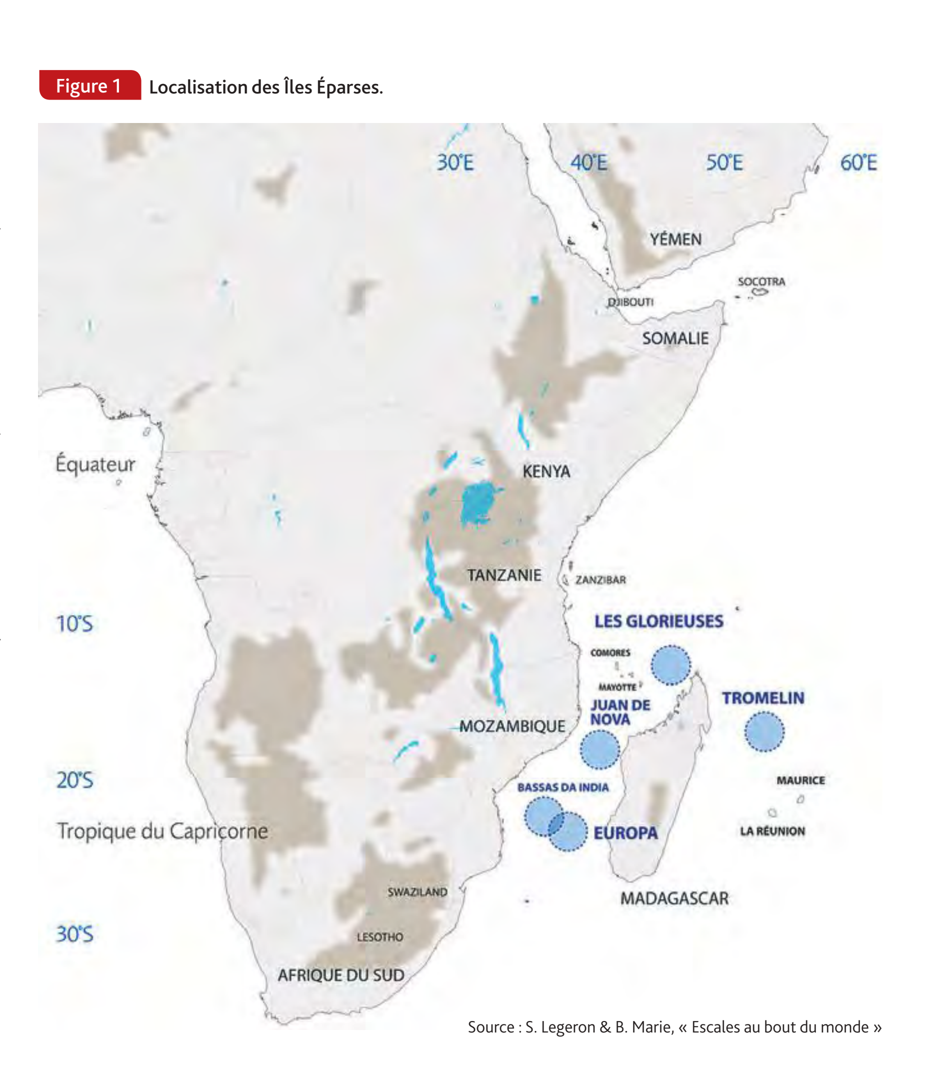
rement ou accidentellement au fil des derniers siècles. Citons entre autres le lapin de garenne (*Oryctolagus cuniculus*), le mouflon de Corse (*Ovis musimon*), la souris domestique (*Mus musculus*), le rat surmulot (*Rattus norvegicus*), le rat noir (*Rattus rattus*) ou encore le chat haret (*Felis catus*) – (Soubeyran *et al.*, 2011). Les impacts de ce dernier sont extrêmement significatifs dans les Terres australes et les Îles Éparses, posant notamment le risque à court ou moyen terme d'extinction d'espèces d'oiseaux patrimoniales (voir l'***encadré 2***).

Aujourd'hui, la gestion des populations de chats harets (contrôle ou éradication) constitue une solution efficace pour la conservation des écosystèmes insulaires menacés. Des opérations d'éradication sont désormais menées en routine sur toutes les îles du globe (87 campagnes ont été couronnées de succès, 19 ont échoué) grâce au déploiement de méthodes complémentaires de lutte.

Urgence environnementale sur l'île Juan de Nova

Juan de Nova, îlot tropical corallien de 560 hectares situé au centre du canal du Mozambique et appartenant au district des Îles Éparses (***figure 1***), est un site

Figure 1 Localisation des Îles Éparses.



Source : S. Legeron & B. Marie, « Escales au bout du monde »

majeur pour la reproduction des oiseaux marins et des tortues marines. Il abrite notamment entre août et avril une importante population reproductrice de sternes fuligineuses. Cette dernière était considérée en 2002 comme la plus grande colonie d'oiseaux de l'océan Indien occidental, avec près de 2 millions de couples reproducteurs. Depuis, les effectifs ont chuté de près de 70 % et la surface occupée a très largement diminué. Le chat haret, introduit volontairement sur l'île au début du xxe siècle et qui exerce une très forte prédation saisonnière sur cette population de sternes, a été reconnu comme la cause majeure de ce déclin. Il a ainsi été estimé qu'entre 37 000 et 80 000 sternes sont tuées chaque année par les chats harets, soit près de 3 % de la population actuelle. Les chats prédatent également les reptiles terrestres endémiques de l'île et plus rarement de jeunes tortues vertes émergentes, ainsi que des oiseaux terrestres indigènes nicheurs et migrateurs. À l'échelle de l'écosystème, la disparition de ces populations pourrait avoir des conséquences négatives en cascade. En particulier, la disparition des oiseaux de mer, qui façonnent les habitats terrestres par l'apport d'éléments nutritifs marins, pourrait entraîner la transformation des communautés végétales indigènes relictuelles de l'île. Le Plan d'action biodiversité élaboré par la collectivité des TAAF (2010) – en tant que déclinaison locale de la stratégie nationale pour la biodiversité – fixe comme objectif majeur la « lutte contre l'érosion de la biodiversité des Îles Éparses ». Dans ce cadre, l'éradication de la population de chats harets de Juan de Nova a été identifiée comme une action prioritaire à mener pour sauvegarder le patrimoine naturel de l'île et maintenir le fonctionnement des écosystèmes (voir l'***encadré 3***).

▶ Encadré 2 • Biologie et impacts du chat haret

Le chat haret possède des caractéristiques biologiques qui lui ont permis d'occuper une multitude d'habitats dans le monde, depuis des climats subantarctiques jusqu'à des zones semi-désertiques, en passant par des milieux tropicaux ou équatoriaux (Doherty *et al.*, 2015). Ce prédateur de taille moyenne s'adapte de manière opportuniste à de nombreux types de proies (Bonnaud *et al.*, 2010). Il envahit rapidement les habitats où il a été introduit et s'y maintient en adaptant son régime alimentaire en fonction des ressources disponibles. À l'échelle mondiale, le chat haret est ainsi directement responsable de l'extinction de 63 espèces : 40 espèces d'oiseaux, 21 de mammifères et 2 de reptiles, soit 26 % des extinctions recensées pour ces groupes taxonomiques (Medina *et al.*, 2011). Bien qu'introduit volontairement pour lutter contre les rongeurs (rats et souris, eux-mêmes introduits), il se montre généralement inefficace pour les réguler. Sa stratégie de reproduction – femelles multipares, polyœstriennes, gestation courte de 63 à 68 jours (Artois *et al.*, 2002) – lui permet d'exploiter rapidement de nouveaux environnements aux dépens de la faune insulaire (Nogales *et al.*, 2004). La taille et la dynamique de population de cette espèce sont conditionnées par la capacité d'accueil du milieu (disponibilité alimentaire) – (Alterio & Moller, 1997). La densité de chats harets peut ainsi varier de 3 à 243 individus/km² (Nogales *et al.*, 2004). Des études génétiques récentes ont montré que le chat domestique reste génétiquement assez proche du chat sauvage. L'explication serait que l'homme n'a pas particulièrement cherché à sélectionner cette espèce, ses capacités naturelles de chasse aux rongeurs étaient en soi suffisantes (Ottoni *et al.*, 2017). Ce comportement de chasseur reste profondément ancré génétiquement chez les chats domestiques, pourtant inféodés à une maison. On estime, au niveau mondial, qu'ils tuent plus d'un milliard d'oiseaux par an.

Un projet de restauration pilote

De 2006 à 2012, plusieurs missions d'études ont été menées, en partenariat avec l'université de La Réunion, pour disposer des éléments d'écologie et de biologie indispensables à la gestion de la population de chats de Juan de Nova (incluant notamment les premiers efforts de piégeage). La présence des rongeurs comme proies de substitution pendant la période de faible disponibilité alimentaire liée au départ des sternes, combinée à l'effet potentiel de relâche de ce méso-prédateur en cas d'élimination du chat sur l'île, ont été deux paramètres importants qu'il a fallu prendre en compte dans l'élaboration de l'opération (Ringler, 2013). En 2014, le projet d'éradication de la population de chats harets de Juan de Nova a vu le jour. Ce projet a été cofinancé par les TAAF et un partenaire privé, et mis en œuvre par la Direction de l'Environnement des TAAF, en collaboration avec l'ONCFS, le Parc national de La Réunion (mise à disposition de personnels) et les Forces armées de la zone sud de l'océan Indien (FAZSOI) qui ont fourni un appui logistique. La mise en place du projet a nécessité un travail préparatoire de coordination de plusieurs mois de la part des TAAF (octobre 2014 – avril 2015), permettant de planifier les aspects techniques et logistiques, la stratégie de


© TAAF


© TAAF

▲ *La colonie de sternes fuligineuses se reproduisant à Juan de Nova, qui était forte de quelque 2 millions de couples, a chuté de près de 70 % en partie du fait d'une très forte prédation par le chat haret.*

monitoring des espèces et des habitats, ainsi que de prendre en compte la gestion des risques environnementaux et les considérations d'éthique animale, afin de garantir durablement le succès de l'éradication et d'en mesurer les bénéfices à long terme. L'opération d'éradication *sensu stricto* s'est déroulée en trois étapes réparties sur 8 mois, de mai à août 2015 puis de mai à août 2016.

Étape initiale de régulation
(*figure 2*)

Une phase initiale d'élimination massive de la population de chats harets, démarrée en mai 2015, a été réalisée avec le déploiement sur toute la surface de l'île de cages-pièges adaptées à la capture d'individus jeunes ou peu méfiants. Au total, près de 100 jours-hommes ont été nécessaires pour la mener à bien. Malgré des conditions difficiles (moustiques, chaleur, impénétrabilité de certains milieux) et des efforts intenses (20-30 km de marche par jour), l'équipe opérationnelle est parvenue à installer plus de 170 emplacements de piégeage, soit au moins un emplacement tous les 200 m, afin de couvrir toutes les zones potentielles de passage des chats sur l'île. Cet effort a représenté un total de 1 058 nuits-pièges, permettant la capture de 34 chats. Cette phase s'est achevée fin juin 2015 avec le départ de la première équipe opérationnelle.

Étape d'élimination des derniers individus (*figure 3*)

La seconde phase opérationnelle a consisté en une utilisation combinée de pièges à lacet (associés à la marge à l'utilisation de pièges létaux) et de sessions de chasse de nuit. Les efforts de captures ont été concentrés sur les secteurs où la présence de chats était toujours détectée à l'issue de la phase initiale d'élimination massive. Un protocole de détection permettait d'identifier, par les traces laissées sur des placettes de sable, les zones encore


Figure 2 Étape initiale de régulation (12 mai - 30 juin 2015).

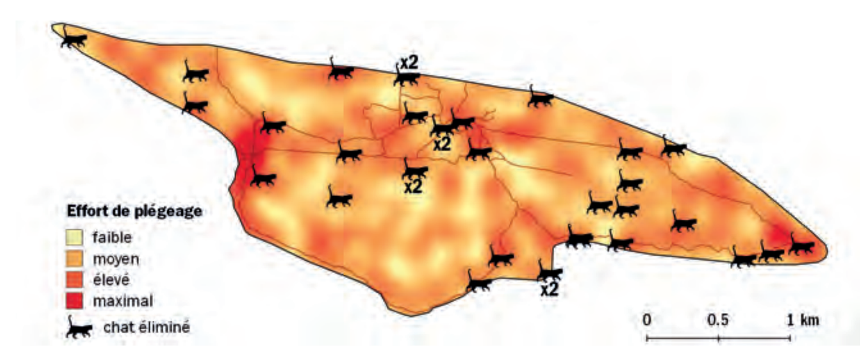
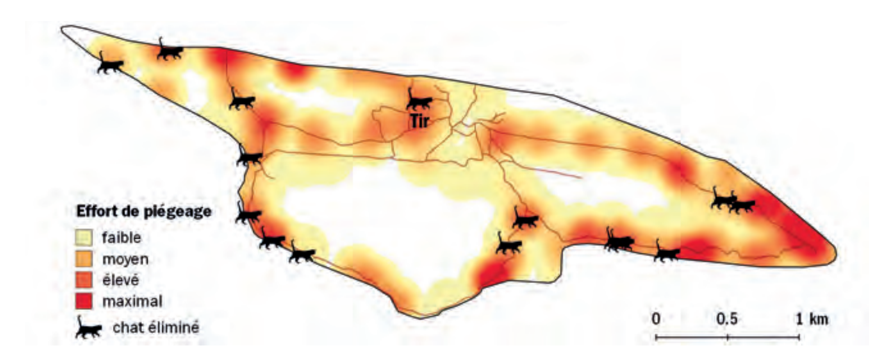


Figure 3 Étape d'élimination des derniers individus (1er juillet 2015 - 12 juin 2016)



Encadré 3 • Statut juridique du chat haret

Le statut juridique du chat (*Felis catus*) n'établit pas de distinguo entre le chat haret, qui n'a plus aucun contact avec les humains, et le chat résidant dans une maison avec son maître. Cette dualité entre le caractère tour à tour « sauvage et domestique » de l'animal se retrouve dans la réglementation. Qu'il soit haret ou non, le chat a le statut d'espèce domestique. Il figure en effet sur l'arrêté du 11 août 2006 qui fixe la liste des espèces, races ou variétés d'animaux domestiques.
Le statut d'animal domestique est également défini par la jurisprudence. La Cour de cassation, par un arrêt du 14 mars 1861, définit les animaux domestiques comme étant « les êtres animés qui vivent, s'élèvent, sont nourris, se reproduisent sous le toit de l'homme et par ses soins ». Cette définition est conforme à l'étymologie du mot « domestique », issu de *domus*, maison. L'arrêt de la Cour de cassation du 16 février 1895 précise que l'animal domestique « vit sous la surveillance de l'homme ».
Dans les faits, la différence entre un chat haret, totalement « ensauvagé », et un chat domestique, sous l'autorité d'un maître, est parfois très théorique : beaucoup de chats dits domestiques sont errants et ont des liens ténus avec l'homme. Ce caractère indépendant n'est pas sans poser problème. Des dispositions issues du Code général des collectivités territoriales (CGCT) et du Code rural (art. L.211-1) condamnent l'errance animale par rapport aux dégâts que l'animal errant peut commettre sur le bien d'autrui. L'article L. 2212-2 du CGCT organise les pouvoirs de police du maire en matière d'errance animale. Les dispositions du Code rural (art. L.211-11 à L.211-28) détaillent la mise en œuvre de ces dispositions (fourrière, stérilisation…). L'article L.271-3 précise des dispositions propres à l'outre-mer. En dehors de cet article, le territoire métropolitain et les départements d'outre-mer sont soumis à la même réglementation.
Certaines collectivités d'outre-mer ont donné un statut juridique au chat qui leur permet d'intervenir sur sa régulation ou son éradication dans les milieux naturels. La province Sud de Nouvelle-Calédonie a classé l'espèce comme nuisible (art. 333-12 du Code de l'environnement local). La province Nord a inscrit cette espèce sur la liste des espèces envahissantes. Dans le cadre de la mise en œuvre d'actions prioritaires de gestion des populations de chats harets, les TAAF ont également pris des arrêtés spécifiques permettant l'élimination d'individus.
Au regard des enjeux de conservation et de restauration, il apparaît justifié que la mise en œuvre d'opérations d'éradication de chats harets sur le territoire national soit facilitée, notamment au travers d'une réglementation adaptée et dans un cadre strictement contrôlé.

fréquentées par les chats. Les pièges ont d'abord été disposés avec appâts en jardinet. Devant l'absence de résultats, la méthode a été modifiée et s'est orientée sur du piégeage en coulée, sur des passages obligés – soit sur des passages naturels en haut de plage par exemple, soit sur des passages artificiels avec la création d'une soixantaine de « barrages » sur l'ensemble des pistes couvrant l'île. Sur chaque point de passage, un ou deux pièges étaient disposés. Malgré les efforts déployés par les agents de terrain, la population de chats harets n'a pas pu être totalement éliminée dès 2015.

L'opération d'éradication s'est donc poursuivie en 2016, avec 120 nouveaux pièges déployés sur toute l'île, sans appât mais uniquement sur des points de passages naturels ou artificiels pouvant être utilisés par les chats. Une dizaine de pièges photographiques ont été disposés sur différents points stratégiques, permettant de définir le comportement des animaux et d'individualiser les derniers chats restants.

Le tir de nuit ou depuis des affûts s'est révélé quant à lui peu efficace, malgré le temps consacré à cette méthode : plus de 40 sessions de tirs ont été effectuées, représentant 120 heures, pour un seul chat prélevé. Cela s'explique par des conditions de terrain difficiles d'une part, avec une végétation dense et haute qui masquait la présence des chats, et l'absence de chiens créancés sur cette espèce d'autre part.


© E. Buffard/ONCFS

▲ *Vue d'un passage obligé.*

Au total, 15 chats supplémentaires ont été éliminés au cours de cette seconde phase qui s'est achevée en juin 2016.

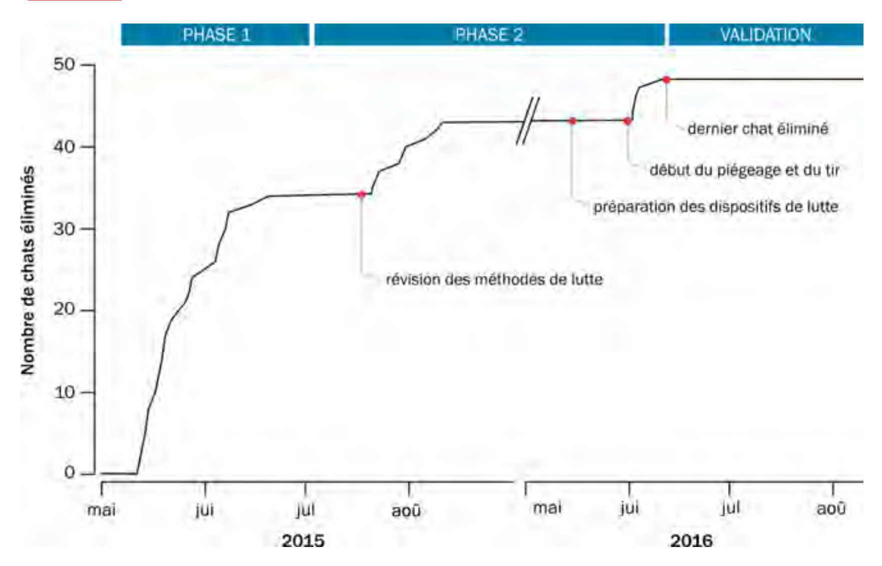
Validation du succès de l'opération (*figure 4*)

Afin de confirmer qu'il ne restait plus aucun chat, des stations de détection (bandes sableuses et pièges photographiques) ont été mises en place sur l'intégralité de la surface de l'île, tous milieux confondus. 349 stations ont ainsi été installées dans chacun des 151 secteurs de 4 000 m^2 et visitées régulièrement pendant plus de 60 jours. Aucun indice de présence de chat n'a été découvert depuis la fin de l'opération, ce qui permet de valider avec certitude le succès de celle-ci. Le monitoring écologique post-éradication a été engagé dès 2017 (sur les bases méthodologiques de l'état initial


© I. Henry/PN Réunion

▲ *Empreintes de chat sur une station de détection. Plus aucun indice de présence de l'espèce n'a été observé depuis la fin de l'opération, attestant de son succès.*

Figure 4 Suivi des résultats de la phase opérationnelle d'éradication.





▲ *Chat haret pris au piège photographique à Juan de Nova en 2016.*

réalisé entre 2002 et 2014 en partenariat avec l'université de La Réunion et l'association Nature océan Indien), afin 1°) de quantifier les bénéfices liés à l'éradication des chats pour la biodiversité native de l'île et 2°) d'adapter la stratégie future de gestion en fonction de la réponse de l'écosystème. Bien que les bénéfices écologiques ne puissent s'observer que sur le long terme, les premiers relevés réalisés à Juan de Nova semblent déjà indiquer une augmentation significative de la surface couverte par les colonies d'oiseaux marins.

Relever les défis futurs

Cette opération de gestion d'une population de chats harets est la plus importante menée à ce jour en France sur cette espèce. Comme pour tout projet de conservation, son succès a reposé sur une préparation patiente et des personnels de terrain qualifiés et motivés. L'opération a également permis d'apporter un éclairage sur la façon de gérer cette espèce dans un contexte insulaire isolé. À titre d'exemple, des phénomènes de néophobie par rapport aux cages-pièges, mais aussi aux appâts, avaient été mis en évidence au cours de la phase opérationnelle après que certains individus avaient réussi à se libérer des pièges à lacet. Par ailleurs, l'utilisation des pistes existantes et des hauts de plage par les chats a été vérifiée par la prééminence de captures sur ces zones, confirmant qu'ils fréquentent de façon assidue des corridors (Doherty *et al.*, 2015).

L'expérience acquise durant l'opération menée sur Juan de Nova, grâce notamment à l'appui de l'ONCFS et du Parc national de La Réunion, est une plus-value indéniable en matière de renforcement de compétences. Bien que les défis et les difficultés à surmonter restent encore nombreux (moyens de financement, solutions techniques, biosécurité, etc.), les TAAF souhaitent désormais capitaliser sur le succès de ce type de projet de conservation multi-partenarial pour mener en routine, et à plus grande échelle, d'autres opérations d'éradication sur l'ensemble de leur territoire, et ainsi contribuer activement à la préservation de la biodiversité ultramarine.

Remerciements

Nous adressons nos plus vifs remerciements à l'ensemble des agents qui ont travaillé sur ce projet d'éradication, dans des conditions de terrain souvent très difficiles, ainsi qu'aux militaires des FASZOI pour leur aide et leur appui logistique.



▲ *Vol de sternes fuligineuses à Juan de Nova. Depuis l'éradication du chat haret, les colonies d'oiseaux marins semblent déjà se réapproprier davantage d'espace sur cette île.*

Bibliographie

- Alterio, N. & Moller, H. 1997. Diet of feral house cat *Felis catus*, ferrets *Mustela furo*, stoats *Mustela erminea* in grassland surrounding yellow-eyed penguin *Megadyptes antipodes* breeding areas, South island, New Zealand. *Journal of Zoology* 243(4): 869-877. https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1997.tb01987.x
- Artois, M., Duchêne, M.J., Pericard, J.-M. & Xemar, V. 2002. Le chat domestique haret. *Encyclopédie des carnivores de France* 18. SFEPM, Bourges. 50 p.
- Bonnaud, E., Medina, F.M., Vidal, E., Nogales, M., Tershy, B., Zavaleta , E., Donlan, C.J., Keitt, B., Le Corre, M. & Horwath, S.V. 2010. The diet of feral cats on islands: a review and a call for more studies. *Biology Invasions* 13(3): 581-603. http://dx.doi.org/10.1007/s10530-010-9851-3
- Doherty, T., Bengsen, A.J. & Davis, R.A. 2015. A critical review of habitat use by feral cats and key directions for future research and management. *Wildlife Research* 41(5): 435-446. http://dx.doi.org/10.1071/WR14159
- Gargominy, O & Bocquet, A. 2013. *Biodiversité d'outre-mer*. Comité français de l'UICN. Éd. Roger Le Guen. 353 p.
- Medina, F. M., Bonnaud, E., Vidal, E., Tershy, B.R., Zavaleta, E.S., Donlan, C.J., Keitt, B.S., Lecorre, M., Horwath, S.V. & Nogales, M. 2011. A global review of the impacts of invasive cats on island endangered vertebrates. *Global Change Biology* 17(11): 3503-3510. htpp://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02464.x
- Nogales, M., Martin, A., Tershy B.R., Donlan, C.J., Veicht, D., Puerta, N., Wood, B., & Alonso, J. 2004. A rewiew of feral cat eradication on islands. *Conservation Biology* 18: 310-319.
- Ottoni, C., Van Neer, W., De Cupere, B., Daligault, J., Guimaraes, S., Peters, J., Spassov, N., E. Pendergast, M., Boivin, N., Morales-Muniz, A., Balasescu, A., Becker, C., Benecke, N., Boronenant, A., Buitenhuis, H., Chahoud, J., Crowther, A., Llorente, L., Manaseryan, N., Monchot, H., Onar, V., Osypinska, M., Putelat, O., Studer, J., Wierer, U., Decorte, R., Grange, T. & Geigl, E.-M. 2017. The paleogenetics of cat dispersal in the ancient world. *Nature ecology & evolution* 1: 0139. http://dx.doi.org/10.1101/080028
- Ringler, D. 2013. *Écologie du rat noir (*Rattus rattus*) dans les îles tropicales et impacts sur les oiseaux marins - Implications pour la restauration écologique à La Réunion et dans les Îles Éparses*. Thèse doct., univ. La Réunion. 211 p.
- Soubeyran, Y., Caceres, S. & Chavassus, N. 2011. *Les Vertébrés terrestres introduits en outre-mer et leurs impacts – Guide illustré des principales espèces envahissantes*. Comité français de l'UICN, ONCFS. France. 100 p.

La gestion intégrée des **amphibiens exotiques envahissants** en France métropolitaine



▲ *Grenouille taureau (à gauche) et xénope lisse (à droite), deux amphibiens exotiques envahissants qui posent problème en France.*

Myriam Labadesse[1], **Christophe Eggert**[2]

[1] Société herpétologique de France, coordinatrice technique du LIFE CROAA.
[2] Société herpétologique de France, responsable technique et scientifique.

Contact : myriam.labadesse@lashf.org

Les amphibiens constituent un élément spécifique des zones humides dont ils dépendent pour leur reproduction et leur survie durant une période souvent importante de leur cycle de vie. À la fois proies et prédateurs, ils ont un rôle fonctionnel non négligeable dans ces écosystèmes souvent déjà fragilisés et leur disparition contribue à la dégradation de ceux-ci. Mais à l'inverse, ils peuvent aussi créer une perturbation importante lorsqu'ils sont introduits dans un écosystème stabilisé ; c'est particulièrement le cas lorsqu'une espèce exotique y prolifère. En France métropolitaine, deux amphibiens exotiques envahissants posent particulièrement problème : la grenouille taureau et le xénope lisse.

Les amphibiens exotiques envahissants

L'introduction volontaire d'individus d'espèces d'amphibiens non autochtones en France est une pratique documentée depuis longtemps. Dès la fin du XIXe siècle, les sociétés d'acclimatation l'encourageaient, y voyant certains bénéfices pour l'homme ou prônant un enrichissement des écosystèmes. Aujourd'hui, il est très difficile de dresser une liste exhaustive des espèces d'amphibiens ayant fait l'objet un jour d'une introduction, volontaire ou fortuite, dans le milieu naturel en métropole. Néanmoins, nous avons connaissance de quelques espèces localement acclimatées. Certaines ne sont actuellement ni proliférantes ni envahissantes, comme le spelerpès (*Speleomantes sp.*), introduit par le CNRS en 1965 en Ariège à des fins scientifiques, ou l'éleuthérodactyle de Johnstone (*Eleutherodactylus johnstonei*), natif des Petites Antilles, naturalisé à Nantes en milieu anthropique.

D'autres ont une dynamique forte. Le discoglosse peint (*Discoglossus pictus*)

poursuit son expansion depuis plus d'un siècle dans le sud de la France. Le sonneur à ventre de feu (*Bombina bombina*) semble proliférer et s'étendre dans le nord-est. Le triton bourreau (*Triturus carnifex*), introduit en Suisse, a été détecté en France en bordure du lac Léman en 1986 et a progressé dans le bassin genevois, dans l'Ain et en Haute-Savoie (GHRA – LPO Rhône-Alpes, 2015). Le xénope lisse (*Xenopus laevis*), originaire d'Afrique australe, et la grenouille taureau (*Lithobates catesbeianus*), venue des États-Unis, introduits en France depuis plusieurs dizaines d'années, étendent toujours leur aire de répartition. À l'heure actuelle, ces deux espèces sont considérées comme les plus préoccupantes en raison de leur forte dynamique et de leurs impacts sur la faune autochtone.



Bien que naturellement présent en PACA, le spélerpès s'est acclimaté en Ariège après y avoir été introduit à des fins scientifiques en 1965.

La gestion de la grenouille taureau et du xénope lisse

Deux espèces problématiques

La grenouille taureau et le xénope lisse sont connus dans plusieurs régions du monde pour être des espèces exotiques envahissantes (EEE).

La grenouille taureau a été introduite depuis les années 1940 comme ressource alimentaire un peu partout dans le monde et est implantée aujourd'hui dans l'ouest de l'Amérique du Nord, en Océanie, Asie, Europe, Caraïbes, Amérique du Sud. Elle fait l'objet de nombreux programmes de contrôle ou d'éradication (par exemple Louette *et al.*, 2014). En France, elle a été introduite en 1968 à Arveyres, en Gironde, à des fins récréatives. Deux autres introductions ont conduit au développement de deux noyaux supplémentaires en Aquitaine : le premier en Dordogne et le second sur le bassin d'Arcachon. Une introduction indépendante en Sologne est à l'origine de la population que l'on connaît aujourd'hui.

Le xénope lisse a été introduit dans de nombreux pays : États-Unis (11 États), Chili, Japon, Pays-Bas, Italie (Sicile)… Cette espèce a été utilisée à partir des années 1940 comme test de grossesse, après que les scientifiques eurent découvert que l'injection d'urine de femme enceinte déclenchait la ponte chez les femelles. Ce test, très pratique, associé à un élevage facile et productif, a participé à l'utilisation massive du xénope lisse dans de nombreux pays et localement à son introduction, volontaire ou accidentelle, dans le milieu naturel. De plus, il a été également vendu comme animal de loisir et est aujourd'hui le vertébré le plus largement utilisé pour la recherche scientifique en biologie cellulaire, moléculaire ou du développement. En métropole, il a été introduit dans les années 1980 suite à la fermeture d'un centre d'élevage situé au nord des Deux-Sèvres et qui fournissait les laboratoires de recherche.

Ces deux espèces ont un régime alimentaire généraliste, comme les amphibiens autochtones. Toutefois, en raison de leur grande taille et de leur très forte fécondité, elles constituent des compétiteurs inédits et des prédateurs pour une grande partie des peuplements faunistiques inféodés aux zones humides (Détaint & Coïc, 2006). La grenouille taureau adulte consomme notamment de nombreux amphibiens et impacte fortement leurs populations locales. Elle peut aussi consommer des reptiles ou des petits mammifères. Le régime alimentaire du xénope lisse s'étend pour sa part des copépodes aux amphibiens et aux poissons. Les proies privilégiées varient selon la disponibilité locale, mais un prélèvement sélectif sur différents groupes (mollusques, diptères, odonates, amphibiens dont les larves) a été observé (Courant *et al.*, 2017). Outre sa taille, son impact est en particulier lié à sa présence toute l'année dans le milieu aquatique, ce qui est sans équivalent en France, et à des densités pouvant être particulièrement fortes. Enfin, les deux espèces représentent un risque sanitaire considérable pour les populations d'amphibiens indigènes. Elles sont porteuses saines du chytride, un champignon pathogène dont certaines souches sont responsables de mortalités massives d'amphibiens sur plusieurs continents, ce qui en fait une menace majeure pour ces vertébrés (***encadré 1***). Le xénope lisse et la grenouille taureau sont par ailleurs porteurs de ranavirus, qui peuvent être à l'origine d'épizooties causant des épisodes de mortalités massives d'amphibiens.

Des plans de lutte isolés

Au milieu des années 2000, l'association Cistude Nature a mené une étude approfondie de la grenouille taureau, afin de mieux connaître sa biologie et son écologie. Plusieurs techniques de lutte ont été expérimentées, afin de proposer en 2007 un plan d'éradication opérationnel pour les populations de Gironde et de Dordogne. Faute de financement, aucune action de lutte ou de suivi n'a été mise en place en Gironde. En Dordogne, le Parc naturel régional (PNR) Périgord-Limousin a lancé en 2006 une étude pilote visant à éradiquer l'espèce en quelques années. La lutte s'est poursuivie pendant près de dix ans, mais l'espèce est encore présente. En Sologne, le Syndicat d'entretien du bassin du Beuvron a missionné dans les

▶ Encadré 1 • Cas des pathogènes portés par les amphibiens exotiques

Une espèce exotique n'arrive jamais vraiment seule (Cunningham, 1996). Xénope lisse et grenouille taureau sont porteurs sains d'un champignon découvert en 1998, le chytride, *Batrachochytrium dendrobatidis* (= *Bd*), pouvant causer une pathologie létale, la chytridiomycose. Ce champignon, devenu invasif, est maintenant assez largement répandu dans le monde (Olson *et al*., 2013) chez de nombreuses espèces d'amphibiens et a été la cause de multiples évènements de mortalités massives, voire de disparitions d'espèces. Il peut cependant n'être qu'un parasite non létal parfois, ou ne toucher que certains individus. Les facteurs favorisant sa virulence sont mal connus : il peut par exemple devenir pathogène uniquement en période froide. Le rôle du climat, des pesticides, de variants ou de souches recombinées est quelquefois souligné. Le xénope lisse est clairement un porteur « historique » du chytride et y semble insensible. Il a été le premier suspecté de l'avoir disséminé dans le monde, avant que certaines études n'affaiblissent cette hypothèse. La grenouille taureau semble être dans le même cas, porteuse saine depuis une longue période et donc suspectée également d'avoir disséminé le pathogène. Même ses larves peuvent transmettre le champignon aux autres amphibiens (Miaud *et al*., 2016). En 2013, une autre espèce de chytride a été décrite suite à l'observation d'une mortalité massive de salamandres terrestres aux Pays-Bas : le *Batrachochytrium salamandrivorans* (= *Bsal*). Ce champignon est létal pour de nombreuses espèces de salamandres et de tritons d'Europe et d'Amérique, avec une virulence très forte, et semble originaire d'Asie où il a coévolué avec la batrachofaune locale depuis plusieurs millions d'années. Le commerce des espèces asiatiques favorise son arrivée hors de sa zone d'origine et menace très sérieusement des urodèles non asiatiques. C'est à cause de cette menace très sérieuse que le gouvernement américain a interdit en 2016 l'importation d'urodèles sur son territoire.


© D. Troquereau

◀ *Salamandre tachetée.*

années 2000 le CDPNE, association locale, pour mettre en place un plan de lutte. L'éradication était également ciblée. Le constat est similaire à celui de la Dordogne : plus de dix ans après, la population semble persister.

Dès 2005, le xénope lisse a fait l'objet d'études qui ont conduit à un appel à sa gestion, voire à son éradication (Grosselet *et al*., 2006). Entre 2001 et 2013, la Communauté de communes de l'Argentonnais a mis en place des opérations de lutte sur son territoire, dans les Deux-Sèvres. La Communauté de communes du Thouarsais a ensuite pris le relais et poursuivi la lutte dès 2014.

Bien que ces différentes initiatives aient contribué à leur échelle à l'affaiblissement des populations de grenouille taureau et de xénope lisse, le manque de stratégie commune pour la lutte contre les amphibiens exotiques envahissants et l'insuffisance des échanges et retours d'expériences entre gestionnaires se sont fait ressentir. En 2013, les différentes structures concernées se sont réunies sous l'impulsion du Groupe de travail sur les invasions biologiques en milieu aquatique (GT-IBMA), afin de proposer un projet commun. En 2016, le LIFE CROAA (*Control stRategies Of Alien invasive Amphibians*), programme européen, a débuté.

Un programme LIFE pour gérer les amphibiens exotiques

Le programme LIFE CROAA (***encadré 2***) a pour objectif fondamental d'améliorer l'état de conservation des populations locales d'amphibiens autochtones, affaiblies par la présence d'EEE.

Par ses différents volets d'actions, il vise à :

- identifier et appliquer une stratégie optimale de lutte contre les amphibiens exotiques envahissants, dont tout particulièrement la grenouille taureau et le xénope lisse ;

▶ Encadré 2 • Le LIFE CROAA



D'une durée de six ans (2016-2022), le LIFE CROAA est porté par la Société herpétologique de France (SHF). Cette dernière s'est associée à sept structures partenaires chargées de la mise en œuvre des actions sur le terrain. L'équipe se compose de trois associations de protection de la nature (SHF, Cistude Nature, CDPNE), de trois parcs naturels régionaux (PNR Landes de Gascogne, PNR Loire-Anjou-Touraine, PNR Périgord-Limousin), d'une collectivité (Communauté de communes du Thouarsais) et d'une université (Université d'Angers). Le programme bénéficie du soutien technique et financier de la Commission européenne, de la DREAL et de la Région Nouvelle-Aquitaine, de l'Agence de l'eau Adour-Garonne, de la Région Centre-Val de Loire et de l'association Beauval Nature.

- prévenir l'introduction de nouvelles espèces exotiques d'amphibiens, en sensibilisant les différents acteurs concernés et en élaborant un système de détection et d'évaluation précoce basé sur la mise en réseau des acteurs locaux, avec l'expertise des gestionnaires et des scientifiques ;
- communiquer, informer et former les différents publics sur la problématique des EEE, afin de faciliter l'acceptation des opérations de contrôle, de limiter le risque de dissémination et de constituer un réseau d'alerte.

Prérequis : l'actualisation des connaissances sur la répartition des espèces

Étant donné le niveau de connaissance très hétérogène entre les différents noyaux de grenouille taureau et de xénope lisse, une étude sur l'actualisation de la répartition des deux espèces a été mise en œuvre dès le lancement du projet. Pour cela, deux techniques complémentaires ont été utilisées : la méthode dite classique (observations visuelles, écoutes nocturnes, piégeage à la nasse) et la méthode moléculaire (recherche de traces d'ADNe dans l'eau).

En Sologne, la grenouille taureau reste cantonnée sur deux communes du bassin du Beuvron, bien que neuf nouveaux sites aquatiques aient été révélés positifs par l'ADNe en 2017. La zone de recherche sera à élargir. En Dordogne, l'espèce est présente sur trois noyaux distincts non connectés, les plus fortes densités se trouvant dans le secteur de Thiviers. Sur le bassin d'Arcachon, où l'espèce ne bénéficiait d'aucun suivi depuis de nombreuses années, les prospections ont permis d'identifier trois sites aquatiques colonisés. Des juvéniles ont été observés, laissant supposer qu'une reproduction a eu lieu ces dernières années. L'inventaire a également permis de mettre en avant l'importante propagation de la grenouille taureau sur le noyau girondin initial, situé entre Arveyres, Libourne et Bordeaux. Des points positifs ont été découverts du nord du Médoc jusqu'à l'est du département, aux confins de la Dordogne.

Concernant le xénope lisse, les résultats des prospections sont plus inquiétants. Son aire de répartition couvre désormais une surface de plus de 2 000 km² et s'étend sur quatre départements de deux régions : le Maine-et-Loire et la Loire-Atlantique dans les Pays de la Loire, les Deux-Sèvres et la Vienne en Nouvelle-Aquitaine. L'espèce est présente de Fontevraud-l'Abbaye à Varades d'est en ouest, et de Champtocé-sur-Loire à Largeasse du nord au sud. Récemment, de nouveaux sites de présence ont été découverts, dont le plus à l'ouest se situe à Nantes.

Cette mise à jour a permis de confirmer qu'il existait deux situations, requérant des approches différentes. Pour les petits noyaux, c'est-à-dire ceux de grenouille taureau situés sur le bassin d'Arcachon, en Sologne et en Dordogne, l'éradication doit être recherchée et conduite jusqu'à son terme. Pour les plus grands noyaux (celui du xénope lisse et celui de la grenouille taureau en Gironde), il est déraisonnable d'envisager cette seule solution car les coûts induits peuvent être élevés et l'efficacité du contrôle sur de grands espaces possiblement moindre.



▲ *Prélèvement d'un échantillon d'eau pour rechercher des traces d'ADNe.*

Une lutte renforcée pour les noyaux peu étendus

Bien qu'aucun plan d'actions n'ait été appliqué sur le bassin d'Arcachon, les densités de grenouille taureau sont si faibles qu'une éradication est envisageable. Les plans d'actions mis en œuvre en Sologne et en Dordogne ont conduit à réduire la taille des populations et le nombre de sites colonisés. Nous sommes ainsi entrés dans une phase où l'éradication est atteignable. Toutefois, le nombre réduit d'adultes et leur changement de comportement, qui devient plus discret, réduisent l'efficacité des techniques de captures utilisées actuellement. Celles-ci demandent donc à être réadaptées, afin de prélever les derniers individus ou d'entraîner les populations sous le seuil démographique de renouvellement. Les techniques ayant cours consistent à la recherche et au prélèvement des pontes, à la pêche à la senne couplée à la vidange des étangs pour capturer les têtards, à la mise en place de barrières anti-dispersion autour des étangs abritant une forte densité de juvéniles, et au tir à la carabine pour l'élimination des adultes. De nouvelles techniques de lutte sont en cours d'élaboration afin de cibler les derniers individus.

En Sologne, des travaux ciblés de bûcheronnage et de débroussaillage sont proposés pour accéder aux étangs et ainsi faciliter la mise en œuvre des actions de lutte. Ces interventions sur la végétation sont menées dans le respect des cortèges d'espèces présents (oiseaux notamment). De même, pour les étangs abritant de fortes densités de têtards et nécessitant une vidange et une pêche à la senne, il est proposé aux propriétaires le remplacement de leur système de vidange. Ces différentes initiatives requièrent l'accord du propriétaire *via* la signature d'une convention. Force est de constater que certains restent réticents et refusent la gestion de leur étang en vue de lutter contre la grenouille taureau. Ce point est particulièrement bloquant pour atteindre l'éradication. Des réunions de concertation avec les élus, les services de l'État et les propriétaires sont prévues pour tenter de solutionner cette situation.

Quelle stratégie pour les noyaux étendus ?

Pour les plus grands noyaux, l'éradication n'est pas concevable car elle nécessiterait des moyens humains et techniques colossaux. Quelle stratégie adopter dans ce cas ? Le programme LIFE doit permettre de répondre à cette question, en évaluant par modélisation le coût-efficacité de stratégies alternatives. La modélisation se base sur les dernières techniques de modélisation de connectivité, sur les estimations des paramètres démographiques et les réponses évolutives des populations invasives et de leurs proies. L'objectif est d'identifier les corridors préférentiellement utilisés par les deux espèces, afin de mieux cibler les actions de gestion.

Pour amender le modèle, différentes études et suivis sont en cours sur le noyau de population du xénope lisse et le noyau initial de la grenouille taureau en Gironde. Sur ce dernier, la dispersion des adultes et des juvéniles est analysée. Les individus adultes sont équipés d'émetteurs internes et les juvéniles de transpondeurs pour suivre leurs déplacements. Outre l'étude de la dispersion également réalisée sur le xénope lisse, l'Université d'Angers travaille sur les réponses éco-évolutives de l'espèce et de ses proies potentielles. L'objectif est ici de mieux connaître les adaptations du xénope lisse au sein de son aire d'introduction. Les résultats permettront de consolider le modèle et de proposer les stratégies les plus optimales possibles.

En parallèle, des actions de lutte sont localement mises en œuvre pour essayer d'endiguer la propagation de ces deux espèces depuis ces deux noyaux étendus et/ou pour préserver des sites à enjeux pour la biodiversité locale. Concernant le xénope lisse, le piégeage à la nasse appâtée est la seule technique employée actuellement. Cette méthode permet de capturer en majorité des adultes. L'élaboration de nouveaux pièges s'avère indispensable afin de cibler les autres stades de développement. En Gironde, les mêmes techniques que celles utilisées pour les noyaux peu étendus de grenouille taureau sont appliquées.


© G. Michelin
© R. Olivier

▲ *À gauche : pêche de grenouilles taureau à la senne. À droite : xénopes lisses capturés dans une nasse appâtée avec des croquettes pour chien.*



▲ *Marquage d'une grenouille taureau adulte avec un émetteur interne (à gauche) et d'un juvénile avec un transpondeur (à droite) afin d'étudier leurs déplacements.*

Conclusion

Bien que plusieurs études et plans d'éradication aient été mis au point ces dernières décennies, la lutte contre les amphibiens exotiques envahissants reste une priorité.

Les premières études du LIFE CROAA ont permis de mettre à jour la répartition de la grenouille taureau et du xénope lisse. Les populations de grenouille taureau sont contenues sur trois secteurs, sur lesquels l'éradication est recherchée (Sologne, Dordogne et Bassin d'Arcachon). Le xénope lisse poursuit son expansion et est désormais présent sur un large secteur à cheval sur les Pays de la Loire et la Nouvelle-Aquitaine. En Gironde, la population de grenouille taureau initialement introduite s'étend sur une grande partie du département.

Les structures impliquées dans le LIFE CROAA s'attachent à poursuivre les actions de terrain et à rechercher de nouvelles solutions et/ou stratégies pour contrôler ces populations invasives impactant la faune et les écosystèmes locaux. Les missions qu'elles se sont fixées ne s'arrêtent pas là, puisqu'un axe important de travail consiste en la prévention de nouvelles introductions. Ce point est primordial : les amphibiens et les reptiles sont particulièrement appréciés par les particuliers, qui affectionnent les détenir en captivité. Cet engouement croissant pour les « nouveaux animaux de compagnie » multiplie les risques d'introductions et nécessite une veille et une sensibilisation de tous les instants. La preuve : une population de xénope lisse a récemment été découverte près de Lille.

Le travail initié par le LIFE CROAA se poursuit grâce à l'engagement et à la synergie des différentes structures impliquées et au fort partenariat tissé avec les organismes et institutions, tant locales que nationales. ●

Bibliographie

- Courant, J., Vogt, S., Marques, R., Measey, J., Secondi, J., Rebelo, R., De Villiers, A., Ihlow, F., De Busschere, C., Backeljau, T., Rödder, D. & Herrel, A. 2017. Are invasive populations characterized by a broader diet than native populations? *PeerJ 5:e3250*. http://doi.org/10.7717/peerj.3250
- Cunningham, A. A. 1996. Disease Risks of Wildlife Translocations. *Conservation Biology* 10: 349-353. https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1996.10020349.x
- Detaint, M. & Coïc, C. 2006. La grenouille taureau *Rana catesbeiana* dans le sud-ouest de la France. Premiers résultats du programme de lutte. *Bull. Soc. Herp. France* 117 : 41-56.
- GHRA - LPO Rhône-Alpes. 2015. *Les Amphibiens et Reptiles de Rhône-Alpes*. LPO Coordination Rhône-Alpes, Lyon. 448 p.
- Grosselet, O., Thirion, J.-M., Grillet, P. & Fouquet, A. 2005. *Étude sur les invasions biologiques : cas du xénope commun ou xénope du Cap,* Xenopus laevis *(Daudin, 1802)*. Conseil général des Deux-Sèvres (Niort), Agence de l'eau Loire-Bretagne (Poitiers). 58 p.
- Grosselet, O., Thirion, J.-M., Grillet, P. & Fouquet, A. 2006. Le xénope lisse, une nouvelle espèce invasive en France. *Le Courrier de la nature* n° 225 : 22-27.
- Louette, G., Devisscher, S. & Adriaens, T. 2014. Combating adult invasive American bullfrog *Lithobates catesbeianus*. *Eur. J. Wildl. Res.* 60: 703-706. http://doi.org/10.1007/s10344-014-0829-9
- Miaud, C., Dejean, T., Savard, K., Millery-Vigues, A., Valentini, A., Gaudin, N.C.G. & Garner, T.W.J. 2016. Invasive North American bullfrogs transmit lethal fungus *Batrachochytrium dendrobatidis* infections to native amphibian host species. *Biol. Invasions* 2016: 1-10.
- Olson, D.H., Aanensen D.M., Ronnenberg K.L., Powell C.I., Walker S.F., Bielby, J., Garner, T.W.J., Weaver, G., The BD Mapping Group & Fisher, M.C. 2013. Mapping the Global Emergence of *Batrachochytrium dendrobatidis*, the Amphibian Chytrid Fungus. *PLoS ONE* 8(2): e56802. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0056802

La bernache du Canada en France : des pistes pour limiter ses nuisances et ses populations



La bernache du Canada est une espèce originaire d'Amérique du Nord, considérée comme invasive en France depuis 2010. La mise en place d'un plan de maîtrise et son ouverture à la chasse n'ont pour le moment pas permis d'éviter une croissance rapide de ses effectifs. Outre un suivi fin de la population, différentes méthodes de lutte sont mises en œuvre et leurs résultats présentés ici.

Matthieu Guillemain[1], Jean-François Maillard[2], Claire A. Pernollet[1], Jean-Pierre Arnauduc[3]

[1] *ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Avifaune migratrice – La Tour du Valat, Le Sambuc, Arles.*
[2] *ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Mission Espèces exotiques envahissantes – Nantes.*
[3] *Fédération nationale des chasseurs – Rue du Général Leclerc, Issy-les-Moulineaux.*

Contact : matthieu.guillemain@oncfs.gouv.fr

La bernache du Canada, espèce exotique envahissante

La bernache du Canada (*Branta canadensis*) est une espèce exotique qui a été introduite en Europe au XVIIe siècle à des fins ornementales et cynégétiques. D'abord limitées au Royaume-Uni, des introductions ont ensuite eu lieu à partir des années 1930 en Scandinavie dans un but cynégétique puis, après la Seconde Guerre mondiale, à travers toute l'Europe dans les parcs et jardins (Banks *et al.*, 2008). Cette oie s'adapte très bien à de nouveaux environnements et perd en général son comportement migratoire là où elle est introduite, de sorte qu'il est facile d'implanter des populations locales.

Elle présente un plumage globalement brun, avec une tête et un cou noirs marqués d'une tache blanche s'étendant sur la gorge et les joues. Elle ne peut être confondue en France qu'avec la bernache nonette, qui présente aussi une tête noire et blanche mais chez laquelle le blanc est plus étendu, et qui possède un corps noir et gris. La bernache du Canada est également deux fois plus grosse, pesant jusqu'à 5 kg. Mesurant jusqu'à 1 mètre de hauteur et ayant 1,75 m d'envergure, elle fait partie des plus gros anatidés présents en Europe, dépassée seulement par les cygnes. Mâles et femelles présentent un plumage similaire (Reeber, 2015).

La bernache du Canada est l'espèce d'oie la plus abondante au monde (Rehfish *et al.*, 2002). En Amérique du Nord, d'où elle est originaire, elle compte plus de 8 millions d'individus répartis sur tout le continent. La plupart de ses populations y montrent une tendance stable au cours des dix dernières années, mais certaines ont très fortement augmenté (+ 8 % par an pour la population des montagnes Rocheuses, par exemple – U.S. Fish and Wildlife Service, 2018).

En Europe, les effectifs sont longtemps restés limités, en particulier hors de Grande-Bretagne. Ils ont commencé à augmenter de manière très significative avec la généralisation des introductions durant la seconde moitié du XXe siècle. Aujourd'hui, l'espèce est présente dans presque tous les pays du Vieux Continent.

La population totale a été estimée à plus de 30 000 couples en 2007, plus 90 000 individus rien qu'au Royaume-Uni (Banks *et al.*, 2008). Ce chiffre est très certainement en deçà de la population actuelle qui a poursuivi son expansion géographique et numérique, notamment dans les zones périurbaines.

La croissance des populations de bernache du Canada et son comportement en font une espèce envahissante, comme l'ouette d'Égypte (***encadré, page 69***). Son agressivité peut affecter la reproduction ou la simple présence des espèces natives, elle peut causer des dégâts aux écosystèmes naturels, aux parcs et jardins et aux cultures agricoles par son pâturage et son piétinement, et ses déjections sont sources de nuisance voire peuvent causer des problèmes sanitaires et d'eutrophisation dans les zones de loisirs et de baignade (voir Fouque *et al.*, 2011).

La bernache du Canada en France

Des effectifs qui n'ont cessé de croître depuis les années 1960

Les premières observations de bernaches du Canada en milieu naturel en France datent des années 1960 (Fouque *et al.*, 2011). La population française comptait environ 150 oiseaux au début des années 1990, passant à 600-700 au tournant des années 2000 (Dubois, 2007). Depuis lors, les effectifs recensés à la mi-janvier par Wetlands International (et la LPO pour la France) font état d'une très forte augmentation de cette population : 6 552 individus ont été dénombrés le 15 janvier 2017 (***figure 1***).

Ces comptages de la mi-janvier se concentrent dans les principales zones humides naturelles servant de quartiers d'hivernage. Cependant, du fait de ses origines d'espèce introduite, la bernache du Canada est aussi largement présente en France dans les parcs et jardins, seulement couverts en partie par ces recensements. En conséquence, l'ONCFS a mis en place avec ses partenaires des enquêtes spécifiques visant à mieux évaluer la taille de la population hivernante. La première enquête, s'appuyant surtout sur des dires d'experts, concluait à la présence d'environ 6 500 oiseaux, répartis dans 57 départements (Fouque, 2010). La dernière enquête, conduite sur le terrain par le réseau Oiseaux d'eau zones humides (OEZH) ONCFS/FNC/FDC, complétée pour quelques départements par les données du réseau Visionature consultables en ligne, indique un nombre d'hivernants s'élevant à 13 490 individus répartis

Figure 1 **Évolution du nombre de bernaches du Canada recensées en France durant les comptages du 15 janvier.**
(Sources : Deceuninck *et al.*, 2007 ; Deceuninck *et al.*, 2012 ; Gaudart *et al.*, 2018).

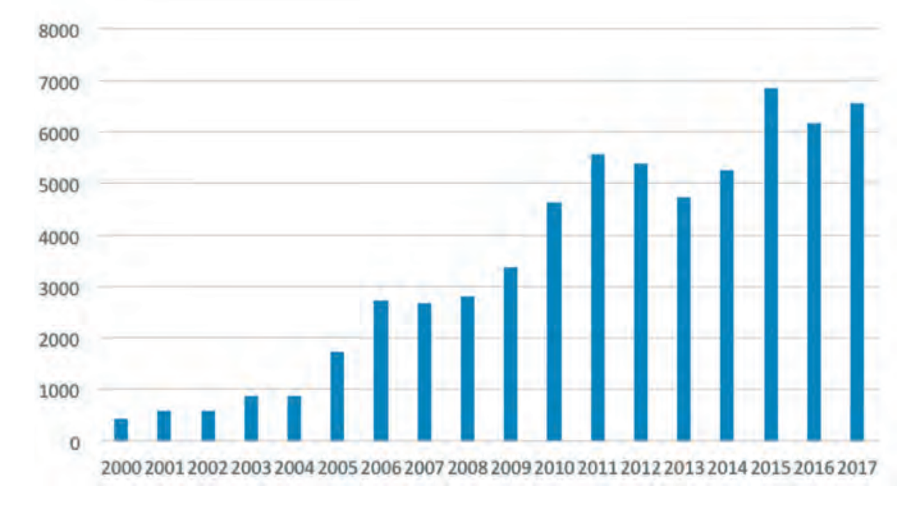
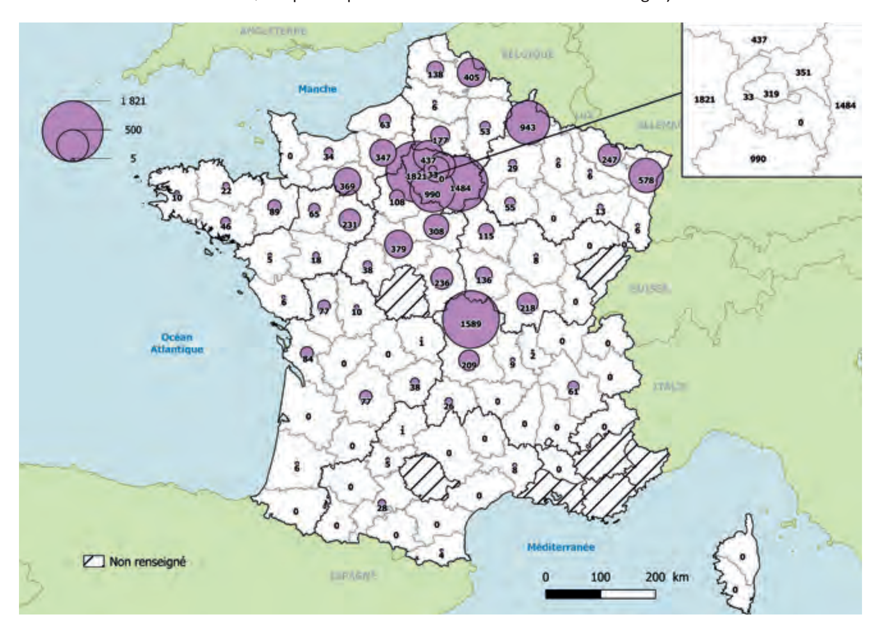


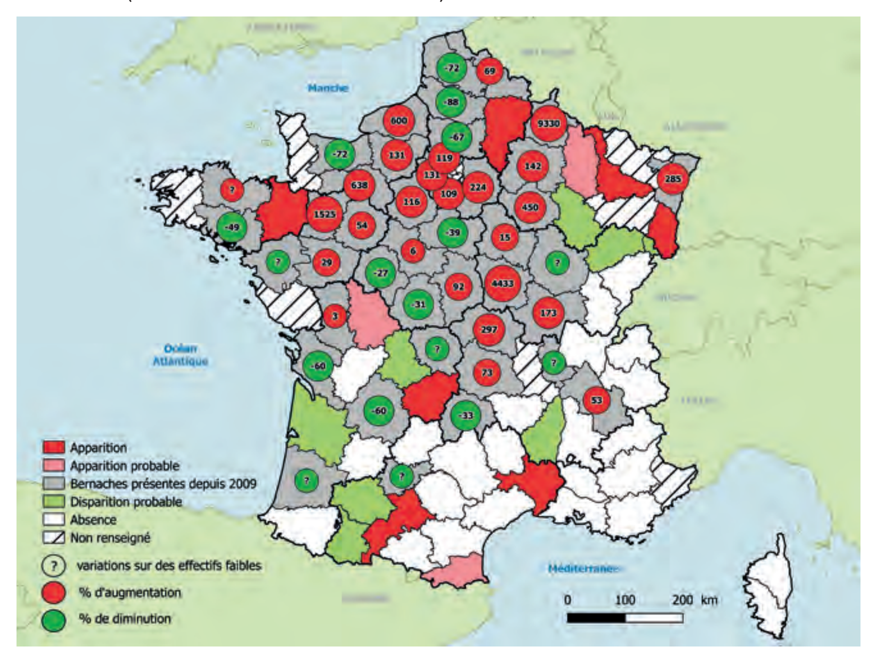
Figure 2 **Effectifs et distribution de la bernache du Canada en janvier 2016.** (Données du réseau OEZH ONCFS/FNC/FDC, complétées par les données du réseau Visionature en ligne).





▲ *Environ 150 bernaches du Canada étaient estimées présentes en France au début des années 1990, contre plus de 13 000 en 2016 d'après la dernière enquête du réseau Oiseaux d'eau zones humides ONCFS/FNC/FDC.*

Figure 3 **Évolution des effectifs départementaux de bernache du Canada depuis 2009.**
(Données du réseau OEZH ONCFS/FNC/FDC).



dans environ 400 communes de 64 départements à la mi-janvier 2016 (*figure 2*).

Ces diverses sources d'informations, si elles suggèrent des effectifs totaux très différents, montrent sans ambiguïté que la population de bernaches du Canada présente en France à la mi-janvier a considérablement augmenté au cours des dernières décennies. Rien qu'entre 2009 et 2016, les effectifs ont augmenté de 9 330 % dans les Ardennes, 4 433 % dans la Nièvre et 1 525 % en Mayenne (*figure 3*).

Des populations bien établies et dynamiques dans le centre-nord de la France…

Trois départements accueillaient plus de 1 000 bernaches à la mi-janvier 2016 : les Yvelines, la Seine-et-Marne et l'Allier. Les zones les plus fréquentées étaient l'Île-de-France (près de 50 % de l'effectif), l'Auvergne (15 %), le Centre (10 %), la Champagne-Ardenne, le Nord-Pas-de-Calais et la Picardie (6 % chacune).

L'abondance des bernaches du Canada dans les zones frontalières est liée à la dynamique de l'espèce dans les pays voisins (Belgique, Allemagne), mais l'augmentation considérable des effectifs hivernants en France est surtout liée au caractère extrêmement dynamique des populations résidentes, nichant sur place.

… et un statut qui a évolué en conséquence

Cette espèce a été protégée en France jusqu'en juillet 2010. Son abondance, la vitesse de croissance de sa population et les problèmes qu'elle cause ont ensuite conduit les pouvoirs publics à prendre des mesures légales pour limiter ses effectifs. La bernache du Canada a ainsi été reconnue comme espèce exotique, étant réglementairement classée « invasive » en France depuis 2010 (arrêté ministériel du 30 juillet 2010 repris par l'arrêté du 14 février 2018), et en tant qu'espèce non indigène « nuisible » dont le contrôle par la chasse est autorisé (arrêté ministériel du 02 septembre 2016). Elle fait l'objet d'un plan national de maîtrise depuis 2012. La récente stratégie nationale sur les espèces exotiques envahissantes (avril 2017) continue de mettre l'accent sur les problèmes posés par les espèces telles que la bernache, et promeut les moyens de lutte.

De manière schématique, il est possible d'agir indirectement *via* l'attractivité des habitats pour les bernaches, ou directement sur les populations.

Mesures indirectes pour limiter les populations et leurs nuisances en zones urbaines

La première des mesures, liée à la reconnaissance du caractère invasif de la bernache du Canada, est qu'il est désormais interdit d'introduire de nouveaux individus dans le milieu naturel. Même pour sa chasse, qui est parfaitement autorisée, il n'est pas légal d'utiliser des appelants vivants.

Un grand nombre de mesures peuvent ensuite être mises en place pour réduire l'attractivité ou limiter la capacité d'accueil des habitats, à travers des pratiques de gestion simples. Un recueil de ces procédures vient d'être publié par l'ONCFS, à destination des gestionnaires (Maillard & Hurel, 2017).

Bannir le nourrissage

Un des principaux facteurs gouvernant la dynamique des populations de bernaches du Canada est leur fort taux de survie, lequel est lié à l'accessibilité des ressources alimentaires, abondantes en milieu semi-urbain. Une des premières mesures est donc de bannir tout nourrissage artificiel des oiseaux, ce qui peut être fait par la simple prise d'un arrêté municipal. Outre la nourriture artificielle que les visiteurs peuvent leur offrir (pain,



▲ *Le guide de bonnes pratiques publié par l'ONCFS pour réduire les problèmes causés par la bernache du Canada dans les parcs et jardins.*

grain), les bernaches sont naturellement des herbivores qui pâturent préférentiellement les graminées, en particulier les pelouses rases (d'où leur intérêt pour les parcours de golf). Espacer les tontes voire remplacer les grandes pelouses par d'autres plantations est de nature à réduire l'attractivité des zones de loisirs pour ces oiseaux.

Rendre les milieux moins attractifs

Les bernaches utilisent préférentiellement les parcs et jardins car les grandes pelouses, outre l'alimentation qu'elles leur fournissent, leur offrent aussi une vue dégagée permettant de détecter rapidement l'approche de prédateurs potentiels. Les oies ont aussi besoin d'assez longues distances de course pour s'envoler ou atterrir. Fractionner les grandes pelouses avec des massifs ou des haies va significativement réduire leur intérêt pour les bernaches du Canada. Les îlots des plans d'eau sont aussi des zones sûres vis-à-vis des prédateurs, et souvent choisies par les bernaches pour y installer leurs nids. Supprimer ces îlots ou en limiter l'accès (par exemple par des barrières artificielles ou naturelles) peut contribuer à réduire la population locale.

Utiliser l'effarouchement

Outre ces mesures visant à modifier la structure physique du paysage, l'effarouchement actif peut être dissuasif, en particulier s'il est utilisé au début du printemps lorsque les oiseaux reproducteurs tentent de s'installer. Épouvantails, formes de prédateurs en plastique, etc. ; de nombreux effaroucheurs visuels peuvent être utilisés. Des effaroucheurs sonores existent. Des systèmes de détection de mouvement déclenchant les arroseurs de parc ou un asperseur dans les plans d'eau sont également très efficaces. Cependant, il faut garder à l'esprit que ces techniques risquent d'effaroucher non seulement les bernaches, mais également le reste de la faune sauvage présente dans la zone. En plus de la période de reproduction, effaroucher les bernaches du Canada dans les zones urbaines est de nature à les déplacer vers les zones périphériques où elles peuvent être chassées.

Mesures directes sur les populations

Stériliser les œufs

Comme pour d'autres espèces d'oiseaux envahissantes, une méthode pour limiter l'accroissement des populations de bernaches du Canada est d'empêcher l'éclosion des œufs. En supprimant 95 % des pontes chaque année, on peut espérer ramener la population adulte à 75 % de son effectif initial en 10 ans. Au lieu de détruire les œufs ou les nids, ce qui conduit en général les parents à entreprendre une ponte de remplacement, le plus efficace est de stériliser les œufs, qui continueront à être couvés. Les œufs peuvent être percés, secoués ou imperméabilisés par application d'une huile végétale (maïs par exemple) ou de paraffine. Pour des raisons éthiques, il est recommandé de pratiquer ces opérations dans les 10 à 15 jours suivant le début de l'incubation.



▲ *Bernache du Canada capturée au filet.*

Détruire les adultes

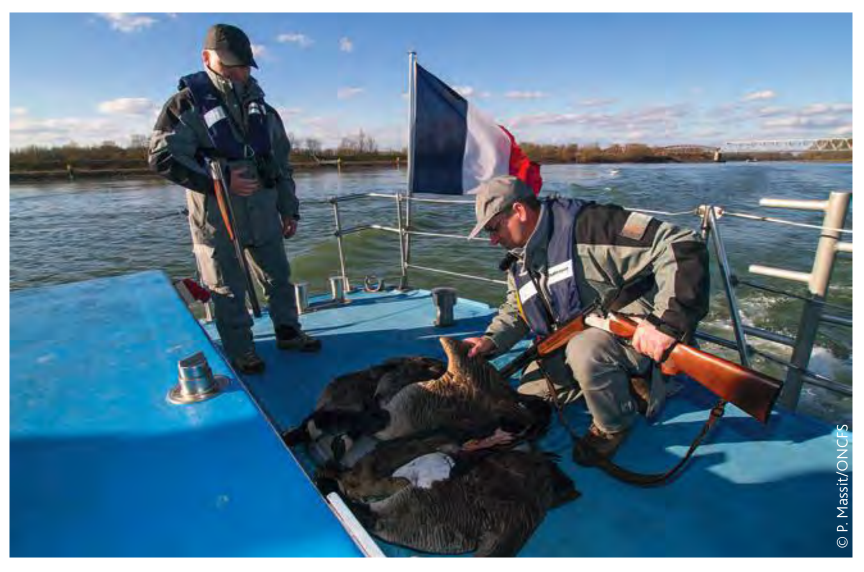
Du fait de la longévité des adultes, la stérilisation des pontes ne permet pas de réduire rapidement la taille de la population, mais plutôt d'en stabiliser les effectifs. Pour parvenir à une diminution significative de la population rapidement, combiner stérilisation des œufs et mortalité des individus adultes est en général nécessaire (voir aussi Baldassarre, 2014, par exemple pour les populations de cygnes tuberculés *Cygnus olor* en Amérique du Nord).

Une possibilité est de profiter de la période de mue des oiseaux, en fin de printemps-début d'été : comme les autres anatidés, les bernaches du Canada perdent en effet simultanément toutes leurs rémiges (plumes alaires), de sorte qu'elles deviennent incapables de voler pendant plusieurs semaines ; il est alors possible de les pousser vers de grands filets ou nasses, où elles peuvent être capturées et euthanasiées. Ceci a été pratiqué dans le passé par l'ONCFS (par exemple dans le Pas-de-Calais – ONCFS, 2011), mais est utilisé avec une ampleur bien plus grande dans les pays voisins de la France (Reyns *et al.*, 2018). Ainsi, pour profiter de l'expertise du Département de la nature et des forêts du service public de Wallonie, une opération conjointe a été réalisée entre le département des Ardennes et la Wallonie durant l'été 2018, la population de bernaches sur les vallées de la Meuse et de la Semoy étant particulièrement florissante et causant un grand nombre de nuisances. Un plan d'actions pilote, multi-partenarial et transfrontalier, a été approuvé par les acteurs locaux. Il a permis de profiter de la période de mue pour pousser en une matinée plus de 300 bernaches du Canada vers un site de capture en Wallonie, où les oiseaux ont été euthanasiés de manière éthique par une injection létale pratiquée par un vétérinaire.

Promouvoir la chasse

Par ailleurs, lorsque la bernache du Canada était encore une espèce protégée en France, des arrêtés préfectoraux étaient pris pour permettre aux agents de l'ONCFS de procéder à des destructions d'individus pour répondre à un problème local (voir par exemple Hascoet & Mussier, 2011). Les tirs de destruction ont diminué de 888 oiseaux en 2011 (année sans chasse, avant le plan de maîtrise) à une moyenne de 468 (+/-139) entre 2012 et 2016 (minimum 292 en 2016). Le changement de classification de l'espèce et son ouverture à la chasse dans le cadre du plan de maîtrise ont en effet changé radicalement la donne : il est maintenant possible pour tout chasseur de prélever des

bernaches du Canada pendant la période d'ouverture de la chasse des oies, avec comme seule restriction l'interdiction d'utiliser des appelants vivants. Les estimations de prélèvements cynégétiques de bernaches du Canada rapportées par la FNC [min. - max.] étaient de 2 207 à 2 235 individus pour la saison 2013-2014, et de 2 742 à 2 884 durant la saison 2014-2015, soit environ 20 % de la population connue annuellement. Ces prélèvements se concentrent logiquement dans les régions de plus forte présence de l'espèce. Pour autant, la chasse de la bernache du Canada reste méconnue en France en termes de technique de chasse ou de possibilité de la chasser, et sa promotion mérite d'être poursuivie afin de limiter les populations hivernant dans le pays.



▲ *Opération de destruction administrative de bernaches du Canada par des agents de l'ONCFS. Il est désormais également possible pour tout chasseur de prélever cette espèce pendant la période d'ouverture de la chasse des oies, mais sans utiliser d'appelants vivants.*

Conclusion

En conclusion, une large gamme de mesures est entreprise pour tenter d'enrayer l'augmentation des populations de bernaches du Canada en France. Si aucune d'elles ne permet actuellement d'envisager une éradication de cette espèce à l'échelle du territoire national à court terme, la mise en place de méthodes de gestion des habitats dans les parcs et jardins urbains, combinée à des actions d'euthanasie dans les zones de nuisances et à une augmentation de la pression de chasse dans les zones rurales, devrait permettre de parvenir rapidement au moins à une stabilisation, voire à une diminution, du nombre d'individus présents.

Remerciements

Nous remercions Aurélie Barbotin (ONCFS) pour la production des cartes, ainsi que les intervenants du réseau Oiseaux d'eau zones humides (OEZH) ONCFS/FNC/FDC pour la remontée de données. Merci à la préfecture des Ardennes, la DDT 08 ainsi que le Département de la nature et des forêts du service public de Wallonie pour leur participation active dans le projet pilote de la Vallée de la Meuse et de la Semoy. ●

Bibliographie

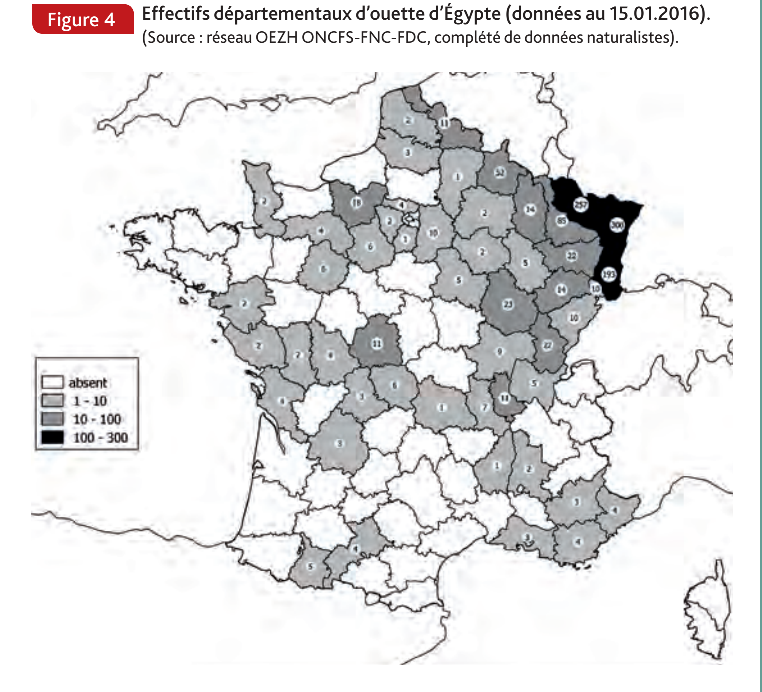
- Baldassarre, G. 2014. *Ducks, geese and swans of North America*. Revised and Updated Edition. Volume One. J. Hopkins University Press, Baltimore, MD.
- Banks, A.N., Wright, L.J., Maclean, I.M.D., Hann, C. & Rehfisch, M.M. 2008. Review of the Status of Introduced Non-Native Waterbird Species in the Area of the African-Eurasian Waterbird Agreement: 2007 Update. *BTO Research Report* N°489. British Trust for Ornithology, Thetford, UK.
- Conseil de l'Union européenne. 2014. Règlement (UE) n°1143/2014 du Parlement européen et du Conseil du 22 octobre 2014 relatif à la prévention et à la gestion de l'introduction et de la propagation des espèces exotiques envahissantes. *J.O.* L.317 du 4.11.2014 : 35-55.
- Deceuninck, B., Maillet, N., Ward, A., Dronneau, C. & Mahéo, R. 2007. *Synthèse des dénombrements d'anatidés et de foulques hivernant en France à la mi-janvier 2006*. LPO et Wetlands International, Rochefort, France.
- Deceuninck, B., Maillet, N., Ward, A., Dronneau, C. & Mahéo, R. 2012. *Synthèse des dénombrements d'anatidés et de foulques hivernant en France à la mi-janvier 2011*. LPO et Wetlands International, Rochefort, France.
- Dubois, P.J. 2007. Les oiseaux allochtones en France : statut et interactions avec les espèces indigènes. *Ornithos* 14-6 : 329-364.
- Fouque C. 2010. *La Bernache du Canada* Branta canadensis. Note technique ONCFS, Paris.
- Fouque, C., Schricke, V., David, Y. & Serre, D. 2011. La bernache du Canada : une espèce exotique devenue envahissante. Diagnostic – Plan de lutte – Régulation. *Faune sauvage* n° 290 : 18-31.
- Gaudard, C., Quaintenne, G., Ward, A., Dronneau, C., Dalloyau, S. & Dupuy, J. 2018. Synthèse des dénombrements d'anatidés, de foulques et de limicoles hivernant en France à la mi-janvier 2017. Wetlands International, LPO et Direction de l'eau et de la biodiversité, Rochefort, France.
- Hascoet, G. & Mussier, F. 2011. Mise au point de méthodes de régulation pour une urgence sanitaire à Cergy-Pontoise, en Val-d'Oise. *Faune sauvage* n° 290 : 30.
- Maillard, J.-F. & Hurel, P. 2017. *Réduire les nuisances engendrées par la bernache du Canada en milieu urbain*. ONCFS, coll. « Carnets ». Paris. 24 p.
- ONCFS. 2011. Des mesures de régulation de la bernache du Canada dans la vallée de la Course, Pas-de-Calais. *Faune sauvage* n° 290 : 31.
- Reeber, S. 2015. *Wildfowl of Europe, Asia and North America*. C. Helm, London, UK. 656 p.
- Rehfisch, M.M., Austin, G.E., Holloway, S.J., Allan, J.-R. & O'connell, M. 2002. An approach to the assessment of change in the numbers of Canada Geese *Branta canadensis* and Greylag Geese *Anser anser* in southern Britain: Population change in geese was assessed using an approach that requires a relatively small sampling effort. *Bird Study* 49: 50-59.
- Reyns, N., Casaer, J., Lieven De Smet, L., Devos, K., Huysentruyt, F., Robertson P.A., Verbeke, T., & Adriaens, T. 2018. Cost-benefit analysis for invasive species control: the case of greater Canada goose *Branta canadensis* in Flanders (northern Belgium). *PeerJ* 6: e4283.
- U.S. Fish and Wildlife Service. 2018. *Waterfowl population status, 2018*. U.S. Department of the Interior, Washington, D.C. USA.

▶ Encadré • L'ouette d'Égypte en France

L'ouette d'Égypte, anatidé du continent africain de la sous-famille des *Tadorninae*, a été introduite en Europe à des fins d'agrément dès le XVIIe siècle. La population française résulte certes de quelques introductions locales, mais surtout de la colonisation à partir des noyaux populationnels des pays frontaliers du nord et de l'est de la France. Il s'ensuit que cette espèce poursuit son expansion dans notre pays selon un axe nord-est/sud-ouest, avec un gradient numérique très marqué (8 départements du quart nord-est du pays concentrent 80 % des individus ; 37 départements accueillent au plus 10 oiseaux et 25 moins de 5 oiseaux) – (***figure 4***). La population française comprend au grand maximum 2 000 oiseaux, avec un taux d'accroissement annuel estimé à 20 % entre 2011 et 2014. La densité observée demeure toutefois très faible : dans la région où elle est la plus forte, elle reste encore 50 à 60 fois moins grande qu'aux Pays-Bas, qui concentrent les effectifs les plus élevés d'Europe (70 % des 71 000 oiseaux estimés en 2010). Parmi les anatidés introduits en Europe, l'ouette d'Égypte serait celui qui, en l'absence de mesures de contrôle efficaces, montre actuellement la plus forte dynamique démographique, avec un taux de croissance de 10 à 50 % selon les années et les sites.

L'ouette d'Égypte a été inscrite en 2017 sur la liste européenne des espèces préoccupantes, suspendant sa vente et limitant sa captivité, source d'introduction. Pour les populations déjà en nature, le confinement (donc l'absence d'expansion) des populations actuelles est un objectif. Cette espèce fait déjà l'objet d'autorisations préfectorales de destruction dans certains départements, dont l'efficacité reste à appréhender, mais c'est bien à l'échelle nationale que la problématique se pose.

Figure 4 **Effectifs départementaux d'ouette d'Égypte (données au 15.01.2016).**
(Source : réseau OEZH ONCFS-FNC-FDC, complété de données naturalistes).





▶ *Ouette d'Égypte.*

Bibliographie

- Benmergui, M., Bulliffon, F. & Fouque, C. 2011. *L'Ouette d'Égypte* Alopochen aegyptiaca*. Synthèse bibliographique et perspectives de gestion pour la France*. Rapport interne ONCFS. 42 p.
- Dubois, P. & Cugnasse, J.-M. 2015. *Les Populations d'oiseaux allochtones en France en 2014*. LPO, SEPN, MEDDE. 22 p.
- Fouque, C., Bulliffon, F. & Benmergui, M. 2011. *L'Ouette d'Égypte en France : situation en 2009-2010 et perspectives*. Rapport interne réseau national Oiseaux d'eau & zones humides ONCFS/FNC/FDC. 26 p.
- Gyimesi, A. & Lensink, R. 2010. Risk analysis of the Egyptian goose in the Netherlands. Bureau Waardenburg bv / Ministry of Agriculture, Nature and Food Quality, Invasive Alien Species team. 80 p. ann.
- ONCFS. 2011. *L'Ouette d'Égypte* Alopochen aegyptiaca*.* Note technique, septembre 2011. 29 p.
- ONCFS - DP. Note relative à l'application de la réglementation sur les espèces exotiques envahissantes.



L'iguane commun, une menace écologique, économique et sanitaire pour les Antilles françaises

© ONF

▲ *L'iguane commun, une espèce très adaptable.*

Blandine Guillemot[1], **Caroline Cremades**[2], **Baptiste Angin**[3]

[1] ONCFS, Délégation interrégionale Outre-mer, responsable Cellule technique Antilles françaises – Auffargis.
[2] ONF international, coordinatrice des PNA Tortues marines et Iguane des Petites Antilles – Basse-Terre,
[3] Bureau d'étude Ardops Environnement en Guadeloupe.

Contact : blandine.guillemot@oncfs.gouv.fr

Les éléments descriptifs de l'espèce sont issus du travail de synthèse réalisé par Brian C. Bock pour l'Iguana Specialist Group de l'UICN (Bock, 2014). Les sources des autres données sont précisées dans le texte de manière classique.

L'iguane commun a colonisé les Antilles françaises au début du XXe siècle. Il constitue une menace majeure pour l'iguane des Petites Antilles, espèce endémique, par compétition et hybridation fertile. Toutefois, son impact dépasse cette seule question lorsque les populations atteignent des densités importantes. Si son éradication du territoire semble impossible, il faut toutefois prévenir son expansion sur de nouveaux territoires indemnes, notamment ceux où l'iguane des Petites Antilles est présent. Aussi, il apparaît désormais indispensable de renforcer la lutte contre cette espèce et d'y apporter les moyens nécessaires. Un plan de lutte a été rédigé et mis en place.

Une espèce qui a colonisé la Caraïbe

L'aire de répartition naturelle de l'iguane commun (*Iguana iguana*) s'étend du nord du Mexique jusqu'au sud du Brésil, en incluant certaines îles des côtes de l'Amérique centrale, du nord de l'Amérique du Sud et des Petites Antilles. Il est également présent sur de nombreuses zones où il a été introduit en tant qu'espèce exotique (***encadré 1***). C'est le cas par exemple en Floride ou à Porto Rico (***figure 1***).

Dans les Petites Antilles, l'espèce est présente sur plusieurs îles avec différents statuts selon le territoire considéré. Ces constats sont issus de travaux récents en génétique (Stephen *et al.*, 2013). Sur certaines îles, des populations indigènes d'iguane commun existent : c'est le cas à Saint-Vincent, Saba ou Montserrat (Henderson & Breuil, 2012 ; Stephen *et al.*, 2013). Sur d'autres, l'espèce a été introduite et est aujourd'hui considérée comme une espèce exotique envahissante (EEE), notamment dans les Antilles françaises. La situation sur ces îles évolue très rapidement, avec des invasions souvent rapides. Enfin, sur certaines autres îles comme Sainte-Lucie, se retrouvent à la fois des populations de lignées indigènes et d'autres de lignées exotiques (Henderson & Breuil, 2012 ; Stephen *et al.*, 2013) – (***figure 2***).

Aux Antilles françaises, aucune trace d'iguane commun n'est observée avant les premiers contacts avec les Européens (Bochaton, 2016). Les éléments historiques récents permettent d'émettre l'hypothèse que les premiers spécimens sont arrivés en Guadeloupe en provenance de Guyane à la fin du XIXe siècle avec le transfert de bagnards (Breuil, 2013). Ils se sont d'abord développés sur l'archipel des Saintes pour ensuite coloniser le reste de la Guadeloupe à 15 km de là, jusqu'à être aujourd'hui présents sur l'ensemble du littoral de l'archipel, excepté les îles de la Petite Terre et le nord de la Grande Terre. La Désirade, qui était encore exempte d'iguanes communs il y a quelques années, a vu les premiers individus arriver en 2016.

C'est à partir de la Guadeloupe, dans les années 1960, que l'espèce a été transférée en Martinique au sein d'un petit zoo à Fort-de-France, pour ensuite être libérée dans la nature (Breuil, 2002 et 2013). Les iguanes communs sont désormais présents en densité importante sur toute la région de Fort-de-France, notamment à Lamentin, et les observations sur les autres communes se multiplient (Curot-Lodéon, 2016).

Sur Saint-Martin, les premiers iguanes communs ont été observés à la fin des années 1990 (Breuil, 2002 et 2013) ; ils ont aujourd'hui envahi l'ensemble de l'île avec des densités parfois très importantes.

▶ Encadré 1 • Les espèces du genre *Iguana*

Le genre *Iguana* appartient au clade des *Iguanidae* présent sur les zones tropicales des continents nord et sud-américains ainsi que sur les îles Caraïbes, Galápagos, Fiji et Tonga. Ce clade regroupe 44 espèces et 8 genres encore vivants (Buckley, 2016). Le genre *Iguana* regroupe deux espèces : l'iguane des Petites Antilles *Iguana delicatissima* (Laurenti, 1768) et l'iguane commun *Iguana iguana* (Linnaeus, 1758). Les différences entre ces deux espèces sont importantes, tant au niveau génétique (Stephen *et al.*, 2013 ; Vuillaume *et al.*, 2015) que morphologique (Breuil, 2013) ou ostéologique (Bochaton, 2016). Les critères principaux de reconnaissance sur le terrain sont la présence chez l'iguane commun de rayures sombres sur la queue et d'une écaille subtympanique large sur la tête. Ces deux caractères sont observables dès la naissance, même s'ils sont plus marqués chez les adultes. Cependant, la capacité des deux espèces à s'hybrider (Breuil, 2002 ; Vuillaume *et al.*, 2015) rend cette diagnose difficile sur certains territoires. Il convient alors de prendre en compte l'ensemble des critères morphologiques (Breuil, 2013) ou d'effectuer une analyse génétique pour être certain de l'origine de l'individu.

Figure 1 Aire de répartition de l'iguane commun.



Figure 2 Statut de l'iguane commun sur les îles des Petites Antilles.



Qui est cet envahisseur ?

L'iguane commun est un reptile mesurant jusqu'à 2 mètres au total, la queue étant 2 à 3 fois plus longue que le reste du corps. Il possède une crête dorsale s'étendant du cou jusqu'au début de la queue. Celle-ci présente des bandes sombres sur toute sa longueur. Au niveau de la tête, on retrouve sous les mâchoires un repli de peau appelé fanon, qui peut s'étendre et qui joue un rôle important dans la communication. La coloration des individus est très variable en fonction des populations : on retrouve ainsi des phénotypes allant du gris-vert à des teintes plus orangées, jusqu'à des animaux très sombres. Les juvéniles sont vert brillant et s'assombrissent avec l'âge.

L'iguane commun se retrouve dans une grande diversité d'habitats, depuis les zones littorales sèches jusqu'aux forêts tropicales humides, en passant par les zones urbaines. Cette diversité se retrouve également en termes d'altitude, avec une présence depuis le niveau de la mer jusqu'à plus de 1 000 mètres.

Cette espèce est un herbivore généraliste, mais quelques cas de carnivorie ont été décrits (insectes, œufs d'oiseaux, escargots).

La période d'accouplement a lieu en début d'année en saison sèche (février/mars). Les femelles vont pondre entre deux et trois mois plus tard (avril/mai) et les nouveau-nés vont éclore au début de la saison humide en août/septembre (Breuil, 2002), période où les ressources en nourriture sont les plus abondantes et la végétation la plus propice pour se cacher. Les femelles pondent préférentiellement sur des terrains meubles, drainés et ensoleillés. Afin de trouver un endroit isolé ou de rejoindre un site de ponte communautaire, elles peuvent se déplacer sur plusieurs kilomètres. Elles creusent un terrier allant de quelques dizaines de centimètres jusqu'à parfois plus d'un mètre de profondeur. Le nombre d'œufs pondus est très variable et proportionnel à l'âge de la femelle. En moyenne, il se situe autour de 35 œufs.


© G. Moulard

Des impacts multiples et variés

Une menace sérieuse pour l'iguane des Petites Antilles, mais pas seulement…

L'iguane commun peut s'hybrider avec l'iguane des Petites Antilles (Breuil, 2002 ; Vuillaume *et al.*, 2015). Ce phénomène constitue désormais une menace sérieuse pour cette espèce native, déjà menacée par la modification de son habitat ou les prélèvements excessifs des siècles passés (***encadré 2***).

L'iguane commun bénéficie de grandes capacités d'adaptation une fois introduit : opportuniste, plastique, il s'installe aisément dans des habitats variés pour peu qu'ils soient suffisamment accueillants. Il peut ensuite atteindre des densités très importantes, rendant son contrôle et son éradication plus compliqués. Cet avantage adaptatif lui permet de conquérir rapidement de nouveaux territoires, alors que l'iguane des Petites Antilles, aux exigences plus strictes, reste inféodé à des habitats optimaux ou sub-optimaux, mais ne se développe pas dans des habitats dégradés.

Lorsque le contact est établi entre les deux espèces, les mâles d'iguane commun montrent un avantage compétitif pour l'accès aux femelles d'iguane des Petites Antilles, engendrant des lignées hybrides fertiles pouvant amener à la disparition de l'espèce endémique en l'absence de mesures conservatoires et de lutte. Il est également possible d'observer l'hybridation entre les femelles d'iguane commun et les mâles d'iguane des Petites Antilles.

Par ailleurs, l'iguane commun peut épuiser les ressources végétales locales lorsque ses densités deviennent importantes. Cet impact est documenté sur plusieurs zones, notamment à Porto Rico avec une mortalité importante des palétuviers de mangroves (UICN, 2017). Ce surpâturage est encore plus problématique suite à des phénomènes climatiques extrêmes (sécheresse, cyclone), comme ce fut le cas en 2017 sur l'île de Saint-Martin où les iguanes, en densité importante, ont consommé une grande partie des bourgeons et feuilles qui se reconstituaient après le passage de l'ouragan Irma (J. Chalifour, comm. pers.). Sur le littoral, le surpâturage de la végétation associé au creusement des terriers de ponte peut entraîner une érosion importante du haut de plage (J. Chalifour, comm. pers. ; UICN, 2017). L'iguane commun peut également affecter certaines espèces en utilisant leurs terriers (chouette des terriers *Athene cunicularia,* tortue gaufrée *Gopherus polyphemus* en Floride – Sementelli *et al.*, 2008). Enfin, cette espèce est un vecteur potentiel pour la dissémination de plantes invasives (Meshaka *et al.*, 2007 ; Sementelli *et al.*, 2008).

Des impacts économiques qui peuvent devenir importants

Lorsque les densités d'iguane commun augmentent, des impacts économiques peuvent apparaître. Ces impacts ont été observés sur les infrastructures (routes, digues, canaux, barrages…), avec des dégâts importants liés aux terriers creusés


Iguane commun adulte.

▶ Encadré 2 • L'iguane des Petites Antilles, une espèce endémique

L'iguane des Petites Antilles est une espèce endémique. Il était présent depuis Anguilla jusqu'en Martinique, mais il a aujourd'hui disparu de nombreuses îles (Saint-Martin, Saint Kitts et Nevis, Barbuda, Antigua), notamment à cause de la destruction de son habitat et de l'arrivée de l'iguane commun (***figure 2***). Protégé sur l'ensemble des territoires français, sa conservation fait l'objet d'un Plan national d'actions (PNA) depuis 2010. Malgré les actions de conservation entreprises, il a été reclassé comme « En danger critique d'extinction » sur la liste rouge de l'UICN, soit l'état de conservation le plus dégradé avant l'extinction.


© E. Curot-Lodéon

Iguane des Petites Antilles adulte.

par les iguanes pour s'abriter ou pour la reproduction (Krysko *et al.*, 2007 ; Sementelli *et al.*, 2008). La présence d'iguanes communs dans des secteurs industriels est de nature à engendrer des dysfonctionnements, comme cela esr régulièrement évoqué en Martinique dans les cimenteries à proximité de Fort-de-France ou encore dans les centrales électriques alimentant une partie de l'île (source ONCFS/AFB). Des perturbations du trafic aérien sur les pistes aéroportuaires sont survenues en Floride, à Porto Rico et aux Bahamas (Engeman *et al.*, 2005).

L'iguane commun peut également affecter l'agriculture ou le commerce des plantes ornementales, mais aussi les jardins des particuliers (Breuil, 2002 ; Krysko *et al.*, 2007 ; UICN, 2017).

Enfin, l'impact sur le tourisme n'est pas à écarter. En effet, autant l'espèce est souvent utilisée comme mascotte pour de nombreuses activités touristiques, autant elle devient un problème lorsque ses densités sont importantes de par les désagréments engendrés.

Des impacts sanitaires à préciser sur nos îles

L'iguane commun peut être source de désagréments d'ordre sanitaire. Cette espèce est connue, comme plusieurs autres reptiles, pour être potentiellement vectrice de certains pathogènes. Ces derniers peuvent affecter les humains – c'est le cas notamment des salmonelles (Mitchell & Shane, 2000 ; Krysko *et al.*, 2007 ; Sylvester *et al.*, 2014). Depuis 2011, une bactérie (*Devriesea agamarum*) affecte la population d'iguane des Petites Antilles de Saint-Barthélemy et est également présente chez les lézards détenus en captivité ; la possibilité d'une transmission par l'iguane commun n'est pas exclue (Hellebuyck *et al.*, 2017).


© ONCFS

Lorsque les densités d'iguane commun augmentent (ici un juvénile), des impacts économiques importants peuvent apparaître, notamment en raison des dégâts induits par le creusement de terriers.

Une éradication illusoire dans les secteurs à forte densité, mais un contrôle indispensable

L'éradication totale n'est plus envisageable là où l'iguane commun est bien installé. Dans ces espaces, les mesures à prendre vont concerner sa régulation afin de réduire son impact, amenant à des actions régulières. Dans ce cas, il est important d'adapter les actions à développer pour qu'elles puissent être menées en continu. Chaque île et territoire de la Caraïbe a mis en place des méthodes adaptées (***encadré 3***).

Les seules actions de lutte mises en œuvre contre cette espèce, protégée en Guadeloupe jusque très récemment, ont eu lieu en Martinique où elle ne bénéficiait d'aucun statut. Sur cette île, les premières captures datent du milieu des années 2000. Alors permises par un arrêté préfectoral, elles ont ensuite été intégrées comme une action du premier Plan national d'actions (PNA) en faveur de l'iguane des Petites Antilles (Legouez, 2010). Toutefois, l'effort de lutte engagé contre l'iguane commun n'a pas permis d'enrayer sa progression, notamment en raison des capacités de lutte insuffisantes mises en œuvre pour éviter sa dispersion depuis le Fort Saint-Louis, zone source. Cette lutte se voit reprise au sein du second PNA 2018-2022 (Angin, 2017) comme étant la première action visant à « réduire la pression de l'iguane commun sur le territoire des Antilles françaises ».



© ONF

Formation de pompiers à la reconnaissance de l'iguane commun dans le cadre du réseau de veille.

Un plan de lutte spécifique pour les Antilles françaises

La Direction de l'environnement, de l'aménagement et du logement de Martinique a confié à l'ONCFS, associé au bureau d'études Ardops Environnement, la rédaction d'un plan de lutte pour les Antilles en 2018. Ce document vise à définir une stratégie d'actions pour réduire les effectifs d'iguane commun et éviter son expansion sur des zones indemnes. Les actions s'organisent autour de trois objectifs majeurs.

1. Mettre en cohérence le statut de l'iguane commun avec les menaces qu'il représente et adapter la réglementation en conséquence

Reconnu comme EEE par les arrêtés du 8 février 2018 sur les territoires de la Guadeloupe et de la Martinique, l'iguane commun peut désormais faire l'objet d'une lutte organisée par les dispositions de l'article R.411-47 du Code de l'environnement définissant par arrêté préfectoral période, territoires, identité et qualité des

Encadré 3 • Des méthodes de lutte différentes suivant les îles et les territoires

Plusieurs autres territoires sont envahis par l'iguane commun. Chacun répond avec ses méthodes en fonction des contraintes locales, du niveau d'invasion de l'espèce et des moyens disponibles. À Porto Rico, le gouvernement a légalisé la chasse, mais la densité d'iguanes est tellement importante que l'impact semble limité. Sur certaines zones, des campagnes de destruction des nids sont organisées afin de limiter la reproduction de l'espèce (Rodrigues, 2014). En Floride, sur les secteurs où les sites de pontes sont peu nombreux, des sites artificiels ont été mis en place pour détruire les œufs plus facilement (Krysko, 2007). Sur les îles Caïmans, des captures par des réseaux de volontaires, de jour comme de nuit, la légalisation de la chasse de l'espèce ou encore la mise en place d'une prime pour chaque iguane tué font partie des méthodes employées. La création d'une filière économique autour de la viande d'iguane est également encouragée (consommation, exportation). À Sainte-Lucie, des suivis avec l'aide d'un chien entraîné à la détection des iguanes ont été testés, mais le coût par rapport au faible nombre d'iguanes détectés n'a pas permis de reconduire l'opération ; de même, des essais de piégeage ou de mise en place d'appâts ne se sont pas révélés concluants (Krauss *et al.*, 2014). Sur Anguilla, l'effort principal est mis sur la translocation des derniers iguanes des Petites Antilles vers les îlets de Prickly Pear. Sur Saint-Barthélemy, une campagne importante de communication pour le signalement d'iguanes communs a été menée depuis 2011. Mais des réticences sont apparues dans la population sur les méthodes employées et l'objectif visé (Questel, comm. pers., 2017). Sur Saint-Eustache, les iguanes communs et hybrides observés sont capturés et euthanasiés dès qu'un signalement est donné.

personnes autorisées à le capturer et le détruire, modalités techniques et destination des spécimens capturés ou prélevés. Par ailleurs, par l'article R.411-37 du Code de l'environnement, l'action de lutte contre les hybrides entre les deux espèces est également possible et devra être portée sur les arrêtés préfectoraux.

Afin de s'assurer de la bonne réalisation des actions de lutte dans le cadre de ces arrêtés, les personnes habilitées devront avoir suivi des formations adéquates. Ces dernières pourront notamment être réalisées par l'Office national des forêts (ONF) et le Service mixte de police de l'environnement (SMPE) afin de garantir les capacités des intervenants à reconnaître les deux espèces d'iguanes, à procéder à leur capture en toute sécurité et à leur mise à mort.

L'inscription de l'iguane commun en tant qu'espèce chassable est à réfléchir, afin que les chasseurs contribuent à l'effort de lutte.

2. Mener des actions de lutte pour limiter la progression et réduire la pression de l'iguane commun

Un travail de hiérarchisation géographique a été réalisé, afin de prioriser les actions à mener. Ainsi, des zones prioritaires ont été définies pour limiter l'expansion de l'iguane commun (zones portuaires notamment) et préserver les dernières populations d'iguane des Petites Antilles, comme par exemple la côte du Robert en Martinique en face de l'îlet Chancel ou le port de Saint-François en Guadeloupe d'où partent des bateaux pour La Désirade.

Sur les zones prioritaires, des réseaux de veille sont à mettre en place afin de structurer et d'organiser les actions des acteurs sur chaque secteur. Ainsi, des actions de lutte seront menées régulièrement pour veiller à ce qu'il n'y ait pas d'iguanes et agir contre ceux présents. En Martinique, l'ONF a déjà développé de tels réseaux de veille afin de pouvoir détecter tout iguane commun qui menacerait les deux populations viables d'iguane des Petites Antilles (îlet Chancel et nord de la Martinique). Ainsi, un réseau a été développé en juin 2017 sur la commune du Robert, dont le littoral est très proche de l'îlet Chancel. Il regroupe notamment les pompiers, la brigade municipale de l'environnement, la police municipale et les gendarmes de la commune. Des initiatives similaires sont également mises en œuvre dans le nord de la Martinique sur la commune de Saint-Pierre, incluant également des personnels du zoo du Carbet. Formés à la reconnaissance, à la capture à l'aide d'un kit dédié (gants de protection, perche de capture, caisse à chien et sac de transport), ces acteurs locaux sont désormais en mesure de contribuer efficacement au plan de lutte. Ces actions semblent porter leurs fruits puisque trois iguanes communs ont pu être capturés au Robert en 2018. Le recours à des chiens de détection de l'iguane commun est également proposé. Il doit permettre de faciliter le repérage des individus, notamment des juvéniles, sur les bateaux ou barges, en particulier celles transportant des matériaux (caches faciles). Pour les zones non prioritaires, les actions de captures seront encouragées, plus précisément auprès des structures privées (hôtels, centrales électriques, cimenteries…).



© R. Ragazzi

▲ *Capture d'un iguane commun à La Désirade.*

En Guadeloupe, où l'iguane commun est bien représenté, la situation est plus critique pour les deux dernières populations viables d'iguane des Petites Antilles qui sont présentes dans la Réserve naturelle nationale des îles de la Petite-Terre et de La Désirade, à quelques kilomètres de Grande-Terre. Sur cette dernière île, depuis l'observation d'un individu hybride en décembre 2016 au bourg, des journées de prospection régulières ont été mises en place par l'ONF en 2017 et en 2018, permettant de capturer treize individus sur quinze observés. Douze d'entre eux étaient des jeunes hybrides et le dernier un mâle adulte d'iguane commun.

Ces actions seront soutenues par de la communication et de la sensibilisation du public et des élus à la problématique de l'iguane commun comme menace au patrimoine local.

3. Évaluer les actions et développer les connaissances pour assurer l'efficacité du plan de lutte

Les actions de lutte se doivent d'être évaluées. Le monitoring régulier de la distribution de l'iguane commun est l'action première à organiser au travers d'une remontée des informations. Un travail plus approfondi de recherche pourra être

entrepris pour exploiter les données recueillies à l'occasion des captures : poids, sexe, âge, état reproducteur et notamment gravidité des femelles. Enfin, la connaissance au niveau sanitaire est à mettre en place, afin de définir les pathogènes présents dans les populations pour mieux évaluer les risques.

Conclusion

La maîtrise de l'iguane commun aux Antilles françaises est un enjeu majeur en termes de conservation de l'iguane des Petites Antilles, non seulement sur les territoires français mais aussi sur les îles voisines, notamment l'île de la Dominique située entre la Martinique et la Guadeloupe. Une politique énergique permettra d'assurer un avenir meilleur aux derniers iguanes endémiques.

Remerciements

Nous tenons à remercier tous les acteurs de Martinique, Guadeloupe, Saint-Martin et Saint-Barthélemy pour leur engagement, pour certains de très longue date, dans la conservation de l'iguane des Petites Antilles et la lutte contre l'iguane commun. L'investissement de chacun, bénévoles et salariés, contribue à la préservation de la biodiversité des Antilles françaises. ●



▲ *Animation auprès de jeunes écoliers dans le cadre de la communication sur la conservation de l'iguane des Petites Antilles.*

Bibliographie

- Angin, B. 2017. *Plan national d'actions pour le rétablissement de l'iguane des Petites Antilles,* Iguana delicatissima*, 2018-2022*. 69 p. + annexes.
- Bochaton, C., Bailon, S., Ineich, I., Breuil, M., Tresset, A. & Grouard, S. 2016. From a thriving past to an uncertain future: zooarchaeological evidence of two millennia of human impact on a large emblematic lizard (*Iguana delicatissima*) on the Guadeloupe Islands (French West Indies). *Quaternary Science Reviews* 150: 172-183.
- Bock, B.C. 2014. Iguana iguana, *common green iguana*. Instituto de biologia, Universidad de Antioquia, Medellin, Colombia. 24 p.
- Breuil, M. 2002. Histoire naturelle des amphibiens et reptiles terrestres de l'archipel guadeloupéen. Guadeloupe, Saint-Martin, Saint-Barthélemy. *Patrimoines naturels* 54. 339 p.
- Breuil, M. 2013. Caractérisation morphologique de l'iguane commun *Iguana iguana* (Linneaus, 1758), de l'iguane des Petites Antilles *Iguana delicatissima* (Laurenti, 1768) et de leurs hybrides. *Bulletin Société herpétologique de France* 147 : 309-346.
- Buckley, L.J., Queiroz, K.T., Grant, T.D., Hollingsworth, B.D., Iverson, J.B., Pasachnik, S.A. & Stephen, C.L. 2016. A checklist of Iguanas of the world (*Iguanidae: Iguaninae*). Pp. 4-46, in: Iverson, J.B., Grant, T.D., Knapp, C.R. & Pasachnik, S.A. (eds.). Iguanas: biology, systematics, and conservation. *Herpetological Conservation and Biology* 11 (Monograph 6).
- Curot-Lodéon, E. 2016. *Plan national d'actions 2011-2015 en faveur de l'iguane des Petites Antilles – Bilan de 5 ans d'animation*. ONCFS. 49 p.
- Engeman, R.M., Sweet, E.M. & Smith, H.T. 2005. *Iguana iguana* (green iguana). Predation. *Herpetological Review* 36(3): 320.
- Hellebuyck, T., Questel, K., Pasmans, F., Brantegem, L.V., Philip, P. & Martel, A. 2017. A virulent clone of *Devriesea agamarum* affects endangered Lesser Antillean iguanas (*Iguana delicatissima*). *Scientific Reports* 7. https://doi.org/10.1038/s41598-017-11874-x
- Henderson, R. & Breuil, M. 2012. Island Lists of West Indian Amphibians and Reptiles: Lesser Antilles. *In*: Powell, R. & Henderson, R. (eds). Island Lists of West Indian Amphibians and Reptiles. *Bull. Flor. Nat. Hist. Mus.* 51(2): 148-159.
- Krauss, U., Isidore, L., Mitchel, N., Seely, L., Alfred, P., Ramessar, A., Johnny, A., Joseph, B., James, M., Breuil, M., Vuillaume, B., Morton, M., John, L. & Bobb, M. 2014. *An assessment of control methods for invasive alien iguanas in Saint Lucia*. Presented at the Workshop on policies, strategies and best practices for managing invasive alien species (IAS) in the insular Caribbean, p. 1e27. Port of Spain, Trinidad.
- Krysko, K.L., Enge, K.M., Donlan, E.M., Seitz, J.C. & Golden, E.A. 2007. Distribution, natural history, and impacts of the introduced green iguana (*Iguana iguana*) in Florida. *Iguana* 3: 2-17.
- Legouez, C. 2010. *Plan national d'actions en faveur de l'iguane des Petites Antilles* Iguana delicatissima *2010-2015*. Ministère de l'Écologie, du Développement durable, des Transports et du Logement, Direction régionale de l'environnement Martinique, cellule Martinique de l'ONCFS Antilles françaises. 137 p.
- Meshaka, W.E. Jr, Smith, H.T., Golden, E., Moore, J.A., Fitchett, S., Cowan, E.M., Engeman, R.M., Sekscienski, S.R. & Cress, H.L. 2007. Green iguanas (*Iguana iguana*): the unintended consequence of sound wildlife management practices in a south Florida park. *Herpetological Conservation and Biology* 2(2): 149-156.
- Mitchell, M.A. & Shane, S.M. 2000. Preliminary findings of *salmonella spp*. In captive green iguanas (*Iguana iguana*) and their environment. *Preventive Veterinary Medicine* 45: 297-304.
- Rodrigues, C. 2014. *The green Iguana: an invasive species in the Caribbean. A recommendation guide to prevent the invasion of the last territories sheltering Iguana delicatissima, on Martinique island and in Guadeloupe archipelago*. ONCFS, 27 p.
- Sementelli, A., Smith, H.T., Meshaka, Jr. W.E. & Engeman, R.M. 2008. Just Green Iguanas? The associated costs and policy implications of exotic invasive wildlife in South Florida. USDA National Wildlife Research Center - Staff Publications. 1036.
- Stephen, C.L., Reynoso, V.H., Collett, W.S., Hasbun, C.R. & Breinholt, J.W. 2013. Geographical structure and cryptic lineages within common green iguanas, *Iguana iguana*. *J. Biogeogr.* 40: 50-62.
- Sylvester, W.R.B., Amadi, V., Pinckney, R., Macpherson, C.N.L., McKibben, J.S., Bruhl-Day, R., Johnson, R. & Hariharan, H. 2014. Prevalence, serovars and antimicrobial susceptibility of *Salmonella spp*. Form wild and domestic green iguana (*Iguana iguana*) in Grenada, West Indies. *Zoonoses and Public Health* 61: 436-441.
- UICN. 2017. *Position Statement of the IUCN SSC Iguana Specialist Group on Non-Native Invasive Iguanas*. 2 p.
- Vuillaume, B., Valette, V., Lepais, O., Grandjean, F. & Breuil, M. 2015. Genetic evidence of hybridization between endangered native species *Iguana delicatissima* and the invasive *Iguana iguana* (*Reptilia, Iguanidae*) in the Lesser Antilles: management implications. *PLoS ONE* 10 :e0127575.



▲ *Perruche à collier.*

Approche expérimentale de la gestion de la perruche à collier en région méditerranéenne

La perruche à collier colonise les villes d'Europe (Londres, Séville, Bruxelles, Paris, Marseille…). Espèce tropicale d'Afrique et d'Asie, elle est parfois envahissante dans son aire native et considérée comme une espèce invasive dans les villes où elle a fait souche suite à des échappés de cages. Néanmoins, elle bénéficie d'un capital sympathie auprès du grand public, alors que ses impacts multiples sont sources d'inquiétude pour les gestionnaires. Faut-il attendre que ces populations urbaines essaiment vers les espaces naturels ou agricoles et faut-il en mesurer tous les impacts pour envisager une gestion efficace ?

Virginie Croquet, Cynthia Rozzo

ONCFS, Direction interrégionale Provence-Alpes-Côte d'Azur et Corse, Cellule technique PACA – Graveson.

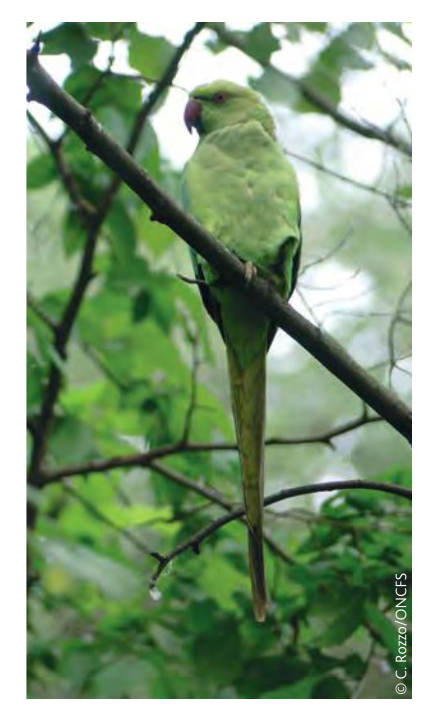
Contacts : virginie.croquet@oncfs.gouv.fr

L'augmentation des populations de perruche à collier, un indice à surveiller en région PACA

La perruche à collier (*Psittacula krameri*) (***encadré 1***) se distribue en France au sein de grandes agglomérations comme la région parisienne, Montpellier, Nancy, Le Havre, Toulouse, Marseille… pour un effectif national d'environ 8 000 à 10 000 individus (Dubois *et al.*, 2016). En région Provence-Alpes-Côte d'Azur, les premières observations datent des années 1990 à Marseille, et l'espèce est régulièrement suivie en PACA depuis 2014. Les comptages réalisés en hiver 2018 dans les grands dortoirs estiment l'effectif régional à environ 4 000 individus. La population la plus importante est celle de Marseille (Bouches-du-Rhône) avec 2 500-3 000 individus et une croissance de type exponentiel (Le Louarn, 2017) ; puis viennent celle de Nice (Alpes-Maritimes) avec 1 000 individus et celle de Fréjus (Var) avec au moins 100 individus. Ainsi, après la région parisienne (***encadré 2***), la région PACA concentrerait 40 à 50 % de la population française.

Le développement rapide de cette espèce dans les villes de France, mais aussi dans celles d'Europe, questionne les gestionnaires, les naturalistes, les scientifiques, les élus et parfois les citadins. Ainsi, en PACA, la présence de ces populations de perruche à collier témoigne de la complexité des aspects écologiques, économiques, sanitaires et sociétaux à considérer pour l'élaboration d'une stratégie régionale visant à gérer son expansion et ses impacts potentiels. L'ONCFS, en lien avec l'Université et la Ville de Marseille et les partenaires de Nice et Fréjus, s'est penché sur les méthodes et techniques à initier pour envisager une stratégie acceptable. Sur trois sites aux contextes distincts en termes de milieu, dynamique, tendances d'évolution des populations et impacts qu'elles génèrent (et correspondant aux communes citées ci-avant), un outil d'aide à la décision est proposé. Perfectible, il évoluera en fonction de l'acquisition des connaissances.

▶ Encadré 1 • Carte d'identité de la perruche à collier (*Psittacula krameri*)


© C. Rozzo/ONCFS

Morphologie
Plumage vert, variation jaune ou bleue possible, bec rouge, longue queue ; dimorphisme sexuel, mâle avec collier noir autour de la gorge ;
40-50 cm de hauteur, 42-48 cm d'envergure, 110-120 g.

Longévité
Jusqu'à 20 ans en captivité.

Aire d'origine
Inde et Afrique centrale.

Habitats
Parcs urbains, jardins, milieux agricoles, boisements.

Alimentation
Granivore et frugivore. Dépend des graines des mangeoires à oiseaux l'hiver.

Comportement
Fortement grégaire, rassemblement en dortoir la nuit.

Reproduction
Niche dans des anfractuosités, souvent des cavités d'arbres. Ponte de 2 à 6 œufs, incubation de 22-23 jours, jeunes nourris au nid pendant environ 7 semaines.


© C. Rozzo/ONCFS

▲ *La perruche à collier peut commettre des dégâts considérables dans les vergers. Des pertes de plusieurs milliers d'euros ont déjà été déplorées dans l'agglomération niçoise.*

La perruche à collier a des impacts multiples

Identifiée comme l'une des 100 espèces les plus invasives en Europe (DAISIE, 2009), l'évaluation de la perruche à collier à l'échelle de la région PACA la classe en liste d'alerte recommandant une surveillance et un suivi particuliers (Cottaz, 2016).

Elle est connue pour occuper les cavités utilisées par d'autres oiseaux cavernicoles (comme la sittelle torchepot – Strubbe *et*

▶ Encadré 2 • La perruche à collier en Île-de-France

Philippe Clergeau,
Professeur en Écologie au MNHN

Deux populations distinctes de perruches à collier se sont installées en Ile-de-France près des deux aéroports de Paris, Orly puis Roissy, dans les années 1970-1980. Ces oiseaux échappés de cages de transport ont commencé à se reproduire quelques années plus tard, toujours en occupant la nuit les mêmes dortoirs près des aéroports. Nous avons pu y suivre leur dynamique et compter quelque 5 000 oiseaux en 2016. À lui seul, le Parc de Sceaux (Hauts-de-Seine) accueille à présent plus de 90 couples reproducteurs. Les perruches sont aujourd'hui très largement répandues dans l'ensemble de l'Ile-de-France, où elles nichent principalement dans les grands arbres des parcs et jardins. Des petits dortoirs nocturnes se sont aussi formés mais restent difficiles à localiser.
En complément des études scientifiques menées par le Muséum national d'histoire naturelle (MNHN), le département des Hauts-de-Seine a créé un site internet regroupant les différentes observations et la littérature sur cette espèce (voir http://perruche-a-collier.fr/). Son capital sympathie (au moins quand elle est peu abondante) freine toute possibilité d'action sur les populations. À tout le moins, et à titre préventif, des panneaux démontrant les effets négatifs du nourrissage sont disposés actuellement dans certains parcs.

al., 2010) ou par des chauves-souris (noctule commune – Hernández-Brito *et al*., 2018). Elle peut également être en compétition pour les ressources alimentaires avec des oiseaux autochtones comme l'étourneau sansonnet (Le Louarn, 2017). Elle présente aussi un risque sanitaire, étant potentiellement vectrice de la psittacose, une maladie transmissible aux oiseaux et à l'homme. Enfin, elle est reconnue comme une ravageuse des cultures dans son aire native, notamment en Inde, pouvant engendrer des dégâts sur les arbres et arbustes par consommation des bourgeons et des fruits.

Strayer *et al*. (2006) précisent qu'il est difficile d'identifier les impacts d'une espèce avant sa phase de prolifération dans son nouvel environnement, et qu'une fois les dommages constatés, il est souvent bien tard pour intervenir efficacement. Cependant, il est possible d'anticiper des dommages de cette espèce sur le pourtour méditerranéen en prenant en considération les expériences acquises dans les pays européens où les populations suivent une dynamique exponentielle, comme c'est le cas du Royaume-Uni (Dutartre, 2010).

À Marseille et à Nice, ses impacts environnementaux commencent à être visibles et affectent le bien-être humain (nettoyage des fientes et nuisances sonores sur Marseille) ainsi que l'économie de certaines activités. Des dégâts ont été rapportés sur les vergers à vocation économique, avec des pertes estimées jusqu'à 5 000 € sur l'agglomération de Nice. À Fréjus, peu d'impacts sont observés à ce stade de populations encore faibles.

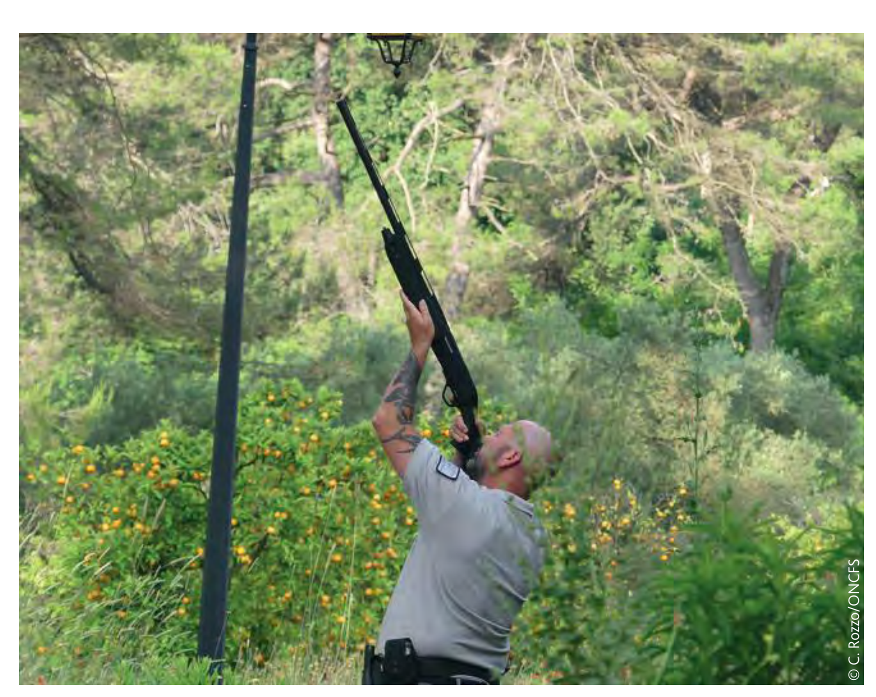
Tester des méthodes pour s'adapter

Afin de limiter l'effectif d'une population de perruches, plusieurs types d'opérations sont envisageables : l'effarouchement, le tir, la capture et l'empêchement de la reproduction. Le type d'action est choisi en fonction du contexte du site, des moyens à disposition et de la dynamique de la population.

Pour appréhender les méthodes de lutte les plus appropriées, une expérimentation a été initiée en milieu agricole dans une zone péri-urbaine de Nice où des dégâts ont été rapportés par les exploitants. Les opérations choisies à titre expérimental, le tir et la capture par cage-piège, ont été cadrées par arrêté préfectoral et réalisées par les services de l'ONCFS. Rappelons que la perruche à collier n'est pas une espèce chassable mais une espèce exotique interdite d'introduction dans le milieu naturel (arrêté du 14 février 2018). Dans cette configuration où le tir des oiseaux affichait toutes les conditions de sécurité requise, cette méthode de prélèvement par le tir s'est avérée la plus efficace dès la première intervention, avec un coût humain et matériel limité. Néanmoins, l'apprentissage des oiseaux vis-à-vis du tir n'a pas été évalué.

Le retour d'informations sur la capture par piégeage montre au contraire que les sessions sont très longues et que chaque paramètre est sensible : choix du positionnement et temps d'installation des cages-pièges, pré-appâtage, surveillance des captures sont autant de détails que les intervenants doivent savoir maîtriser (Rozzo, 2018a). Le piégeage demande de l'expérience et une très haute connaissance des habitudes des oiseaux. Les ressources alimentaires disponibles localement peuvent en limiter l'efficacité ; ainsi en va-t-il des cultures arboricoles, qui peuvent offrir une source de nourriture abondante vers laquelle les perruches vont se tourner au détriment des appâts utilisés.

Ainsi, ponctuellement et dans des conditions particulières, le recours à des



▲ *Opération de tir de perruches à collier à Vallauris (06) par les services de l'ONCFS. Cette méthode est efficace et peu coûteuse, mais inapplicable en milieu urbain où les oiseaux élisent pourtant domicile et commettent des nuisances.*

actions de destruction par tir peut s'avérer efficace. Mais cet outil a le désavantage de ne pas pouvoir être appliqué en zone urbaine ou résidentielle, où les populations sont les plus à même de s'installer. Là, la capture par piège (dont les modalités techniques restent à préciser) semble la méthode la plus adaptée.

S'organiser pour mieux comprendre et agir

La stratégie régionale de lutte contre les espèces exotiques envahissantes (EEE) en cours de développement en PACA adapte les principes de gestion connus des espèces invasives et les applique précisément au cas des psittacidés exotiques, en particulier la perruche à collier. Elle peut être considérée comme une déclinaison particulière du Programme des opérations de lutte contre la faune exotique envahissante continentale ou POLFËC (Cottaz, 2016). Le plan d'actions proposé pour gérer la perruche à collier se décline en six axes : prévention, suivi et veille, lutte active, recherche, communication, gouvernance (Rozzo, 2018b).

Prévention

La prévention de l'introduction de la perruche à collier par échappées de cages incombe aux propriétaires, l'espèce ayant le statut d'espèce domestique (arrêté du 11 août 2006). Bien que son introduction en milieu naturel soit interdite depuis 2010, force est de constater que cet acte, qu'il soit volontaire ou non, est difficilement répréhensible par les agents assermentés. Le recours à la sensibilisation de tous à cette problématique plus globale des EEE est une voie possible, en s'appuyant notamment sur les animaleries et les clubs d'éleveurs d'oiseaux pour le cas des perruches. Ces derniers peuvent également être des collaborateurs techniques.

Suivi et veille

Tout signalement d'une perruche à collier en dehors des zones de présence régulière de psittacidés exotiques répertoriées est à enregistrer sur les plateformes adéquates, associatives ou institutionnelles, afin d'assurer une remontée rapide des observations et ainsi anticiper l'expansion de l'espèce. Pour les populations importantes et bien installées, les comptages aux dortoirs en hiver sont plus adaptés pour le suivi à long terme et permettent, pour peu qu'ils soient tous localisés, d'apprécier la croissance des populations (Clergeau & Vergnes, 2009).

Lutte active

Les critères de choix pour proposer un type d'intervention pour chaque site sont le type de milieu, la configuration du site par rapport à la sécurité, la fréquentation du public, l'effectif de la population, les moyens à disposition (humains et financiers) et l'opportunité de partenariat avec la ville ou l'agglomération (***tableau 1***). Éliminer les petits groupes d'individus nouvellement installés offre plusieurs avantages (Edelaar & Tella, 2012), en facilitant l'organisation des interventions et en ménageant les sensibilités au regard du faible nombre d'individus prélevés.

Recherche

L'évaluation des impacts est cruciale pour conduire une gestion cohérente des populations. Elle contribue à la hiérarchisation des priorités d'actions de la part des acteurs (décideurs, élus). Une collaboration avec des chercheurs en sciences sociales pourra aider les gestionnaires à construire les messages adaptés pour chaque public.



▲ *Cage à pies appâtée avec des fruits pour capturer des perruches. Cette méthode est adaptée au milieu urbain mais sa mise en œuvre s'inscrit dans le temps, avec des résultats incertains.*

Tableau 1 Comparaison des caractéristiques des sites avec présence de perruche à collier en région PACA.

	Marseille	Fréjus	Nice
Localisation	Bouches-du-Rhône (13)	Var (83)	Alpes-Maritimes (06)
Effectif (en 2018)	1 000 individus 2 500 individus estimés	500 individus 100 individus estimés	500-1 000 individus 1 000 individus estimés
Habitat	Urbain	Naturel	Agricole (péri-urbain)
Date d'introduction	Premier indice en 1960 Établissement : ~ 1995	Premier indice en 1993	Premier indice en 2001
Dynamique supposée	Forte à très forte	Plutôt faible	Modérée
Impacts dominants	Bien-être humain Sanitaire	Écologique	Économique
Cloisonnement	Secteur fermé	Secteur ouvert	Secteur pouvant être fermé
Fréquentation	Importante	Modérée	Faible
Enjeux	À SURVEILLER Population engendrant de faibles impacts et dont les conditions du site ne permettent pas de mettre en place des actions de gestion.	À ÉRADIQUER Population engendrant d'importants impacts et facilement supprimable avec les conditions du site.	À CONTRÔLER Population engendrant des impacts modérés et dont les conditions du site permettent de la gérer, c'est-à-dire d'éviter une augmentation des effectifs en effectuant ponctuellement des actions.
Gestion	• Maintenir le suivi de la dynamique de la population • Expérimentation de piégeage • Analyses endo/exo parasites	• Sessions de tirs et/ou de piégeage pour réduire les effectifs voire éradiquer la population • Analyses endo/exo parasites	• Tirs • Analyses endo/exo parasites


© V. Croquet/ONCFS

pas de retour ou de demande au niveau local ; il s'agit alors de prendre rapidement les mesures nécessaires pour capturer ces individus, probablement échappés de façon involontaire ou volontaire de captivité et/ou tout récemment. C'est l'exemple des inséparables de Ficher ou masqués, ou d'autres espèces de psittacidés couramment détenues par les particuliers et les amateurs d'oiseaux exotiques. Ces amateurs cherchent plutôt à les récupérer car ils sont très attachés à leurs animaux ;

2/ les observations sont sommaires mais fréquentes sur un site ou une aire de répartition définie ; il est possible de regrouper les informations pour disposer d'une connaissance précise sur la répartition, les effectifs, ainsi qu'éventuellement les impacts environnementaux, économiques et sanitaires observés. Ce cas est illustré par la perruche à collier

▶ Encadré 3 • La conure veuve, une autre perruche à surveiller de près

SEO/BirdLife


© C. Rozzo/ONCFS

▲ *Conure veuve.*

La conure veuve (*Myiopsitta monachus*) est une petite perruche qui a été détectée pour la première fois en Espagne à Barcelone et à Murcie en 1975, puis à Malaga et à Tenerife en 1978. Elle s'observe depuis 1985 dans une grande partie du pays, y compris dans des régions de l'intérieur et du nord.

En 2015, environ 20 000 individus ont été comptabilisés par SEO/BirdLife au sein de 142 communes (sur 450 prospectées). L'espèce est présente dans 15 des 17 communautés autonomes espagnoles, tout en étant étroitement associée aux centres urbains. Les communautés autonomes les plus colonisées sont Madrid et la Catalogne, avec entre 7 000 et 8 000 individus respectivement (soit à elles deux 75 % de la population totale estimée en Espagne). La population de l'Andalousie (notamment Malaga) est également considérable, avec environ 3 000 individus (16 % de la population espagnole). La conure veuve nidifie en communautés, la plupart du temps dans des arbres (90 % des 5 706 nids étudiés), parfois sur des structures artificielles (1 % des cas) comme des poteaux électriques ou téléphoniques. Le palmier représente 38 % des supports de nidification chez les populations côtières, suivi par le cèdre (31 %), en particulier à Madrid. Les nids sont composés pour moitié d'une loge, parfois de deux (21 % des cas), trois (11 %) voire quatre (5 %).

Les zones les plus favorables se caractérisent par une très forte urbanisation, un faible relief et des hivers doux. Sur la base d'un modèle prédictif, la conure veuve pourrait accroître sa distribution géographique de 70 % à un rythme qui devrait être lent mais continu dans les zones côtières, aux alentours des plus grandes villes de l'intérieur et dans des environnements agricoles. Les principaux impacts détectés, outre les nuisances en ville, se produisent sur les arbres urbains et, de plus en plus, sur les cultures agricoles.

Communication

Le réseau d'acteurs est très restreint, les réactions sont variées et les décisions ou prises de positions très influencées par la sensibilité des particuliers notamment. Les objectifs sont de changer les comportements pour éviter le relâcher des animaux et diminuer l'entretien (par nourrissage) des populations déjà implantées, de faire prendre conscience que la croissance de cette espèce peut se révéler dommageable tant pour certaines autres espèces que pour les fruitiers des jardins ou l'économie agricole, et que sa régulation peut être nécessaire.

Gouvernance et animation

La coordination territoriale assure le transfert d'informations entre les sites de présence de l'espèce et les structures nationales. Elle renforce les efforts de prévention et les mesures de gestion. La collaboration internationale donne accès à des retours d'expériences à partir de contextes similaires (voir projet Parrotnet, 2017).

Le meilleur moment pour agir

Un aspect important à prendre en considération est le choix du moment d'intervention sur le terrain. En général, la réaction rapide est la voie à suivre. Suivant le stade d'implantation de l'espèce, plusieurs possibilités s'envisagent :

1/ les observations sont ponctuelles et limitées à quelques individus, sans preuve de nidification ou d'installation, et il n'y a

mais la situation espagnole d'une autre perruche, la conure veuve, dont les effectifs se sont accrus rapidement avec des impacts grandissants, est une alerte à considérer avec attention (***encadré 3***). Cette espèce est présente en faible effectif sur Marseille (18 individus) et Toulon (15 individus) et son retrait rapide paraît souhaitable. D'autres espèces, comme des hybrides d'inséparable masqué et de Fisher, se rencontrent également à Saint-Jean-Cap-Ferrat (25 individus).


© C. Rozzo/ONCFS

▲ *Nids de conures veuves à Marseille. Cette perruche n'y est pas encore nombreuse et il serait souhaitable de l'éliminer rapidement.*

Un lieu, une méthode

La lutte active doit s'adapter au contexte. L'implication des acteurs – décideurs, gestionnaires ou experts – doit être partagée sur l'ensemble du territoire. Leur perception de l'espèce influence leur point de vue sur la conduite à tenir en fonction de la situation dans laquelle elle se trouve. En milieu urbain, cette vision est basée sur leur sensibilité : l'oiseau enrichirait la biodiversité en offrant un contact accru avec la nature, son aspect exotique et esthétique aide en ce sens. En milieu naturel, les impacts sur la biodiversité incitent à engager la lutte active. En milieu agricole, les impacts économiques font réagir tout de suite les acteurs et l'action est quasi instantanée. Le cas des psittacidés n'est pas isolé et a été abordé à une plus large échelle par l'étude d'Olszańska *et al.* (2016). Ainsi, le recours aux sciences sociales, en particulier sur l'aspect de la perception différenciée pour les espèces dont le capital sympathie est fort, éclairerait le débat.

Conclusion

La comparaison des actions de gestion dans ces trois contextes (urbain, naturel et agricole) a permis d'appréhender ce qu'il était possible de faire ou non en fonction de la caractéristique de la population, du milieu et des moyens disponibles. Ces travaux menés à l'échelle du pourtour méditerranéen ont permis de rassembler des éléments d'aide à la décision.

Remerciements

Nous remercions pour leur collaboration à ce travail Cyril Cottaz, Alexandre Viguier, Raynald Jaubert, Jean-Jacques Covo, Louis Bernard et Jean-Louis Blanc (ONCFS), Marine Le Louarn et Magali Deschamps-Cotin (LPED), Alain Abba (CDL Étang de Villepey), Patrick Bayle et Fabienne Perez (Ville de Marseille), Karine Laroucau (École vétérinaire de Maison-Alfort) et Jean-Luc Faure (piégeur). ●

Bibliographie

- Clergeau, P., & Vergnes, A. 2009. *La perruche à collier* Psittacula krameri *en Île-de-France. Dispersion et approche des impacts*. MNHN pour l'Observatoire départemental de la biodiversité urbaine CG Seine-Saint-Denis. 38 p.
- Cottaz, C. 2016. *Contribution à la stratégie régionale de la lutte contre les espèces exotiques envahissantes de PACA. Cas de l'avifaune et de la mammofaune*. Rapport de stage Master 2. ONCFS, DIR PACA-C, Cellule technique PACA. 92 p.
- DAISIE, 2009. Species Accounts of 100 of the Most Invasive Alien Species in Europe. p. 269-374, *in*: *Handbook of Alien Species in Europe*. Springer Netherlands, Dordrecht.
- Dubois, P. J., Maillard, J.-F. & Cugnasse, J.-M. 2016. Les populations d'oiseaux allochtones en France en 2015 : 4e enquête nationale. *Ornithos* 23 : 129-141.
- Dutartre A. 2010. Peut-on gérer les invasions biologiques ? p. 109-153, *in*: Barbault, R. & Atramentowicz, M. (coord.). 2010. *Les Invasions biologiques, une question de natures et de sociétés*. Quae, Coll. « Synthèses ».
- Edelaar, P. & Tella, J.L. 2012. Viewpoint - Managing non-native species: don't wait until their impact are proven. *Ibis* 154(3): 635-637. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2012.01250.x
- Hernández-Brito, D., Carrete, M., Ibáñez, C., Juste, J., & Tella, J.L. 2018. Nest-site competition and killing by invasive parakeets cause the decline of a threatened bat population. *Royal Society Open Science* 5: 172477. http://dx.doi.org/10.1098/rsos.172477
- Le Louarn, M. 2017. *Sélection de l'habitat d'une espèce exotique en milieu urbain : le cas de la perruche à collier* Psittacula krameri. Thèse doct. écologie, univ. Aix-Marseille. 264 p.
- Olszańska, A., Solarz, W. & Najberek, K. 2016. To kill or not to kill. Practitioners' opinions on invasive alien species management as a step towards enhancing control of biological invasions. *Environmental Science & Policy* 58: 107-116. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.01.008
- Parrotnet. 2017. Invasive Parrots in Europe: Problems & Solutions. Policy brief.
- Rozzo, C. 2018a. *Bilan d'expérimentations sur les psittacidés en région Provence-Alpes-Côte d'Azur*. ONCFS, DIR PACAC, Cellule technique PACA. 11 p.
- Rozzo, C. 2018b. *Plan d'actions Psittacidés exotiques de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur 2018-2022. Propositions.* Rapport de stage Master 2. ONCFS, DIR PACAC, Cellule technique PACA. 54 p.
- Strayer, D.L., Eviner, V.T., Jeschke, J.M. & Pace, M.L. 2006. Understanding the long-term effects of species invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 21: 645-651. https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.07.007
- Strubbe, D., Matthysen, E. & Graham, C.H. 2010. Assessing the potential impact of invasive ring-necked parakeets *Psittacula krameri* on native nuthatches *Sitta europeae* in Belgium: Predicting parakeet impact on nuthatches. *Journal of Applied Ecology* 47(3): 549-557.
- https://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01808.x



Limiter la progression du séneçon en arbre en combinant débroussaillage et pâturage : retour sur une expérience prometteuse en Camargue

▲ *Vue du site d'étude.*

Nicolas Croce[1], Christiane Jakob[2], Pierre Defos du Rau[3], Clémence Deschamps[1, 4], Carole Nourry[1], Aurélien Besnard[5]

[1] ONCFS, Délégation interrégionale Provence-Alpes-Côte d'Azur et Corse, Cellule technique PACA – 13690 Graveson.
[2] Libelo – 13280 Raphèle-lès-Arles.
[3] ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Avifaune migratrice – La Tour du Valat – 13200 Le Sambuc, Arles.
[4] La Tour du Valat – 13200 Le Sambuc, Arles.
[5] UMR 5175 CEFE – EPHE – PSL University, Centre d'écologie fonctionnelle et évolutive, Campus CNRS, 34293 Montpellier.
ORCID digit : 0000-0002-2289-9761

Contact : pierre.defosdurau@oncfs.gouv.fr

La combinaison d'interventions telles que le débroussaillage et le pâturage peut-elle efficacement limiter l'extension du séneçon en arbre dans les habitats naturels des zones humides côtières ? Une expérience menée pendant cinq années en Camargue démontre l'efficacité, mais aussi les limites, de ces modes de gestion.

Il existe actuellement une forte demande pour identifier des modes de contrôle probants, reproductibles, peu coûteux et non polluants du séneçon en arbre (*Baccharis halimifolia* – ***encadré 1***) dans les zones humides dulçaquicoles. En Camargue, une étude menée sur 5 ans (2009-2013) a employé la méthode du *distance sampling*, afin de suivre l'évolution de la densité des groupes d'arbustes du séneçon en arbre soumis à différentes combinaisons de débroussaillage et de pâturage caprin sur plusieurs types de sols. La combinaison d'au moins un an de débroussaillage suivi de deux années consécutives de pâturage caprin a permis la plus forte diminution de la densité de plants adultes et de repousses.

Le défi de la prolifération du séneçon en arbre

La prolifération de *Baccharis halimifolia*, espèce invasive aux grandes capacités d'adaptation, pose actuellement d'importants problèmes dans les espaces naturels des côtes françaises et particulièrement en Camargue, où elle trouve des conditions favorables à son expansion rapide (Sinnassamy, 2004). Cette plante provoque la régression des espèces végétales indigènes et l'appauvrissement de la biodiversité, à travers la préemption et donc la destruction d'habitats d'intérêt communautaire (***encadré 2***). Utilisé à l'origine à des fins ornementales, le « baccharis » est souvent colonisateur, à partir de sites foyers non maîtrisables par les gestionnaires, de sites sensibles ou d'espaces protégés voisins comme c'est le cas de la Réserve de chasse et de faune sauvage (RCFS) du They de Roustan.

Les moyens de lutte connus

Coupe et arrachage

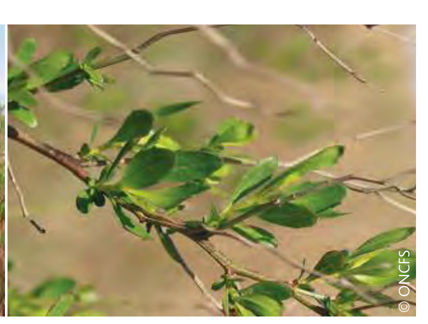
Cette situation de recolonisation permanente implique des opérations de coupe et d'arrachage à renouveler chaque année, surtout en raison des rejets, et entretient une banque de graines importante dans le sol. Le débroussaillage de jeunes arbustes avant maturation et

▶ Encadré 1 • Caractéristiques du séneçon en arbre

Baccharis halimifolia, communément appelé séneçon en arbre (ou baccharis à feuilles d'arroche), est un arbrisseau importé de la côte est des États-Unis, où il est largement implanté. Aujourd'hui, il est répandu en Europe, en Australie et en Nouvelle-Zélande (Fried *et al.*, 2016 – https://gd.eppo.int). Son utilisation en France avait un but ornemental, principalement dans les jardins, haies, ronds-points et terre-pleins des routes ; son introduction volontaire dans le pays remonte à la fin du XVIIe siècle (Langlois, 1877 ; Caño *et al.*, 2013). La plante a fini par proliférer dans la nature où elle s'est développée avec facilité. Son premier et principal foyer de prolifération et de dissémination se trouve à Arcachon.
Cette espèce est inscrite au règlement UE N° 1143/2014 sur les espèces invasives et son introduction sur le territoire métropolitain, y compris dans le milieu naturel, ainsi que notamment son utilisation, sa vente ou son achat sont suspendus (arrêté du 14 février 2018 – https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000036629837&dateTexte=&categorieLien=id).
Ce buisson arbustif atteint environ quatre mètres de hauteur. Son feuillage est semi-persistant à caduc selon les conditions hivernales. Ses feuilles, d'un vert grisâtre brillant et dentelées à leur extrémité, sont disposées de façon alterne et sécrètent une résine visqueuse qui repousse certains herbivores. Le tronc et les branches sont très ramifiés et forment des arbustes denses quasi impénétrables. Contrairement à la majorité des plantes invasives, son mode de reproduction principal est sexué, donc avec mâles et femelles distincts. La floraison a lieu d'août à septembre. Les inflorescences, blanchâtres, produisent une importante banque de graines qui sont disséminées essentiellement par le vent et par l'eau dans les zones humides.


© J. Dubos


© ONCFS


© ONCFS

▲ *Le séneçon en arbre : en fleur à gauche, hors floraison au milieu et détail du feuillage à droite, plantes adultes.*

production de graines est employé avec succès sur les sites peu colonisés et faciles d'accès (Charpentier *et al.*, 2006).

Apport de sel

Bien que le séneçon en arbre présente une résistance relative au sel, une concentration élevée dans l'eau ou dans le sol lui est défavorable (optimum de développement en dessous de 20 g/l). L'éradication par immersion en eau salée est mise en place sur des sites où ce paramètre est maîtrisable, comme autour du bassin d'Arcachon. Mais cette méthode est peu envisageable dans des espaces soumis à des apports d'eau douce non maîtrisés, tels que les crues du Rhône (Frau *et al.*, 2014). C'est le cas du présent site d'étude, la RCFS du They de Roustan.

Pâturage

En France, une limitation ou un blocage de la repousse du séneçon par pâturage ovin a déjà été observé avec une pression de pâturage de 0,6 mouton/ha pendant 3 ans (Muller, 2000), mais sans en mesurer l'impact à moyen ou long terme. Cette méthode est également en cours d'évaluation par l'ONCFS sur le site des Grandes Cabanes du Vaccarès.

À la recherche d'une stratégie de contrôle du séneçon

Un site d'étude représentatif à l'embouchure du Rhône en Camargue

Le lieu d'étude choisi, le They de Roustan (43.54°N, 4.55°E), est un site naturel protégé de 167 ha. Propriété du Conservatoire du littoral, il est situé à l'extrémité sud-est de l'embouchure du Rhône (*figure 1*) et représentatif de beaucoup de sites côtiers protégés et sensibles. Il abrite 9 habitats naturels reconnus d'intérêt communautaire sur les 29 recensés dans l'ensemble du Parc

▶ Encadré 2 • Impacts du séneçon et coûts de limitation

Par sa croissance rapide (30 cm/an), sa réserve importante de graines dans le sol, sa tolérance à la salinité (<= 20 g/l), une grande quantité de graines (>= 1 Moi/an) produites et largement disséminées (Westman *et al.*, 1975), le séneçon en arbre est une menace préoccupante pour les espaces naturels. Sa forte capacité à concurrencer les autres espèces conduit à la formation de peuplements monospécifiques remplaçant les milieux patrimoniaux et originels.
De plus, il forme des haies au feuillage dense qui privent de lumière et étouffent la végétation présente. Ainsi, le feuillage des arbustes modifie les conditions microclimatiques au sol ; les plantes héliophiles ne peuvent plus se développer et une baisse de la biodiversité a lieu (Boldt, 1989). Lors de la colonisation, une homogénéisation de la végétation des zones arrière-littorales s'opère, laquelle occasionne de profondes modifications du paysage (Mallard, 2008 ; Caño *et al.*, 2013). Par ailleurs, le pollen de la plante est très allergisant et la production massive de graines tend à aggraver le rhume des foins. Les fruits plumeux disséminés dans l'air par le vent sont susceptibles de provoquer des allergies respiratoires.
Ces impacts, ajoutés aux coûts engendrés en cas d'une volonté de gestion, ont évidemment une répercussion économique. Elle est d'autant plus forte que la gestion de l'expansion du baccharis nécessite des interventions très régulières.

naturel de Camargue (Caron *et al.*, 2009). Trois habitats dominent : les eaux douces stagnantes (23 %), les lagunes côtières (20 %) et les fourrés halophiles (15 %). Il est également entouré de foyers non maîtrisés de séneçon en arbre, dont la densité moyenne sur le site lui-même, mesurée entre 2009 et 2012, varie de 0 à 9 pieds/m². Le lien entre la salinité de la nappe superficielle et la densité de pieds de baccharis sur le They de Roustan a été mis en évidence par l'ONCFS. Les apports naturels et artificiels d'eau douce ont sans doute pu favoriser son implantation dans la partie sud du domaine par le passé (*figure 2*), en raison de la gestion antérieure conduite pour optimiser l'accueil du gibier d'eau (Caron *et al.*, 2009).

Débroussaillage puis pâturage : une combinaison efficace ?

Nous avons utilisé pendant 5 ans la méthode du *distance sampling* (Royle *et al.*, 2004 ; Buckland *et al.*, 2007) pour évaluer l'impact d'un débroussaillage à répétition, suivi ou non d'un pâturage caprin, sur les densités des différentes classes d'âge de séneçon en arbre.

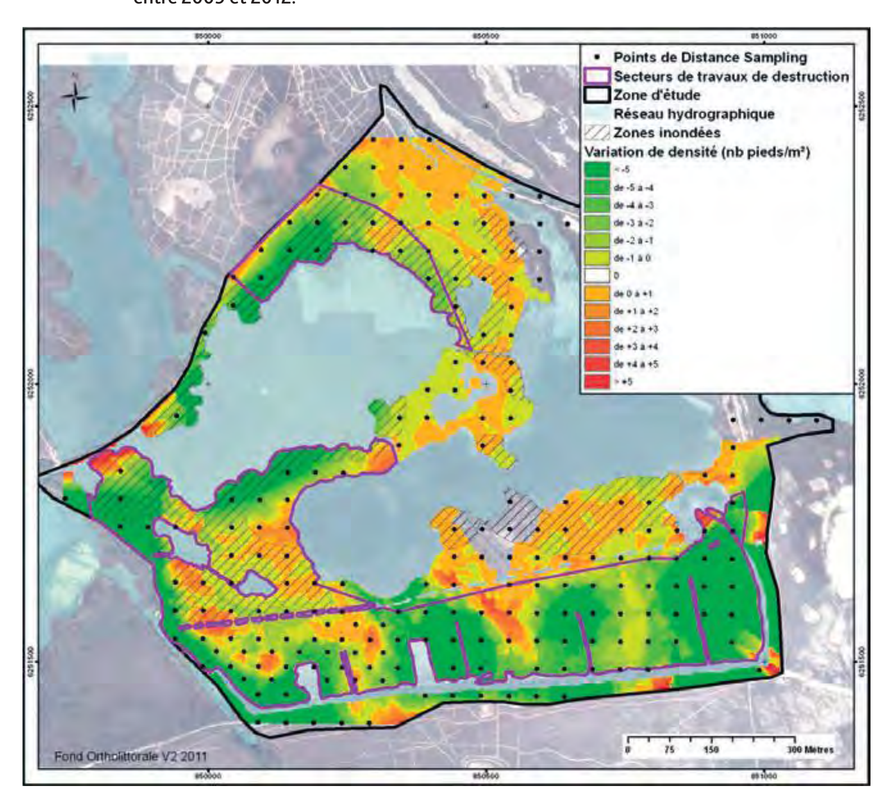
Le *distance sampling* est communément utilisé pour l'estimation des densités d'organismes vivants, en estimant leur probabilité de détection comme une fonction décroissante de la distance à l'observateur. L'accès à la probabilité de détection permet d'estimer la taille des populations suivies en corrigeant l'erreur de détection liée à l'effectif observé (Buckland *et al.*, 2001). Comme toutes les autres méthodes de suivi dans l'espace, le protocole d'échantillonnage est crucial, et nous avons choisi un plan d'échantillonnage systématique comme recommandé par Buckland *et al.* (2001). 232 points de comptages du séneçon ont ainsi été systématiquement placés tous les 50 m en dehors des zones en eau (*figure 2*). Pour chacun de ces 232 points, les distances des pieds de séneçon ou groupes buissonnants de pieds détectés depuis le point central dans un rayon de 15 m ont été mesurées avec précision par les observateurs à l'aide d'un décamètre. La distance exacte entre le point central et le centre du buisson, mais aussi le nombre de pieds par buisson ainsi que la hauteur de ce dernier, ont été relevés. Cet échantillonnage a été reconduit chaque année pendant 5 ans, la première année ayant précédé les traitements.

Nous avons analysé séparément les données pour les pieds ou groupes de pieds inférieurs à 50 cm de hauteur (individus jeunes), afin d'évaluer l'effet des actions de gestion sur les densités de jeunes plants et de plants adultes. Les

Figure 1 Localisation du site d'étude.



Figure 2 Carte de répartition du séneçon en arbre (*B. hamilifolia*) sur le site d'étude entre 2009 et 2012.





Sans contrôle, l'expansion du baccharis peut conduire à la disparition des milieux naturels camarguais comme celui-ci.

données acquises pendant 5 ans ont été analysées dans un modèle hiérarchique de *distance sampling* (Royle *et al.*, 2004) autorisant l'évaluation d'effets portant sur la détection et la densité des pieds de séneçon.

Déterminisme de la distribution des densités de séneçon en arbre avant les actions de contrôle

Le modèle hiérarchique d'analyse des données de *distance sampling* de la première année de suivi, qui a précédé toute action de gestion, a montré que la densité du séneçon en arbre apparaît être influencée positivement par la présence d'autres arbustes voisins (auto-corrélation spatiale), par l'accès à la nappe (altitude du sol et profondeur de la nappe) et la granulométrie du sol (sol sableux et limoneux). Elle est fortement et négativement influencée par la salinité du sol.

Différentes combinaisons de traitements évaluées

Afin de tester l'efficacité des différentes combinaisons de traitements, le plan d'échantillonnage a été divisé en plusieurs parcelles de gestion qui ont subi différentes combinaisons de traitement (*figure 3*).

Les types de débroussaillage appliqués au séneçon varient en fonction du stade de développement de la plante. Les jeunes plants (< 50 cm) sont arrachés manuellement, les autres sont coupés mécaniquement à l'aide d'une débroussailleuse ou d'une tronçonneuse. Le dessouchage à l'aide d'un outil attelé à un mini-tracteur est utilisé pour les plus gros pieds et dans les zones accessibles. Les rémanents sont broyés.

Deux unités de gestion ont été sélectionnées pour leur accessibilité au bétail et leur forte densité de jeunes pousses facilement comestibles. Elles ont été pâturées en 2011 et en 2012 par 30 chèvres de race Rove.

En tout, 6 combinaisons débroussaillage-pâturage ont été évaluées pour les jeunes séneçons et 7 pour les adultes. Pour chacune de ces deux classes d'âge et chaque combinaison, une estimation annuelle de la densité de pieds a été obtenue par *distance sampling*, permettant d'estimer les taux de décroissance de ces densités.

Une année de débroussaillage mécanique suivie de deux années de pâturage (environ 10 chèvres/ha) a donné lieu dans les deux cohortes d'âge de séneçon aux plus fortes baisses de densités d'arbustes (*figures 4 et 5*). Globalement, les combinaisons de traitement incluant du pâturage sont les plus efficaces. Dans l'ensemble, les traitements ont été comme attendu plus efficaces pour les plants adultes que pour les jeunes, dont les densités peuvent même s'accroître après le premier débroussaillage.

Figure 3 Cartographie des différents traitements appliqués sur les parcelles de gestion du site.

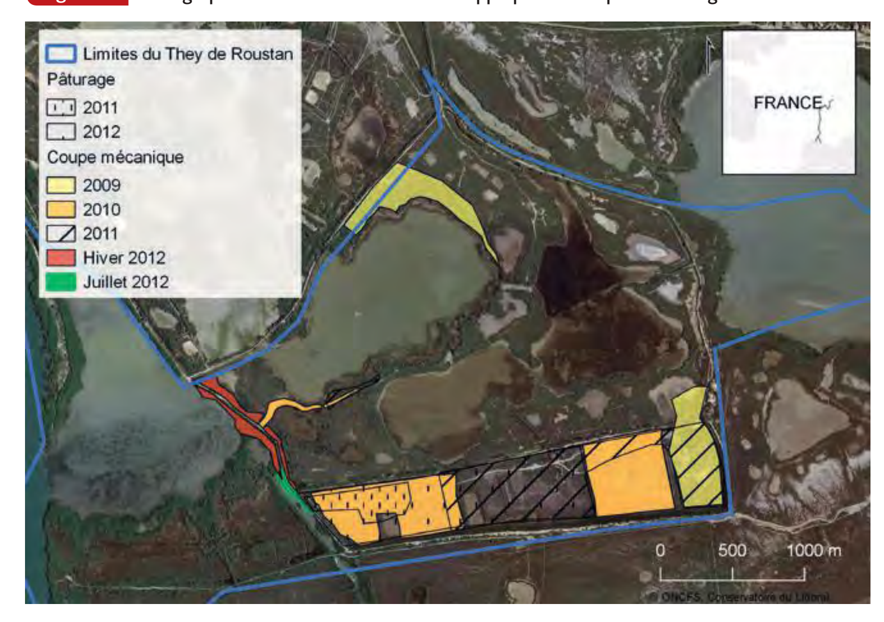


Figure 4 Taux d'accroissement des densités de jeunes plants de *Baccharis halimifolia* par unité de gestion au They de Roustan de 2009 à 2013.

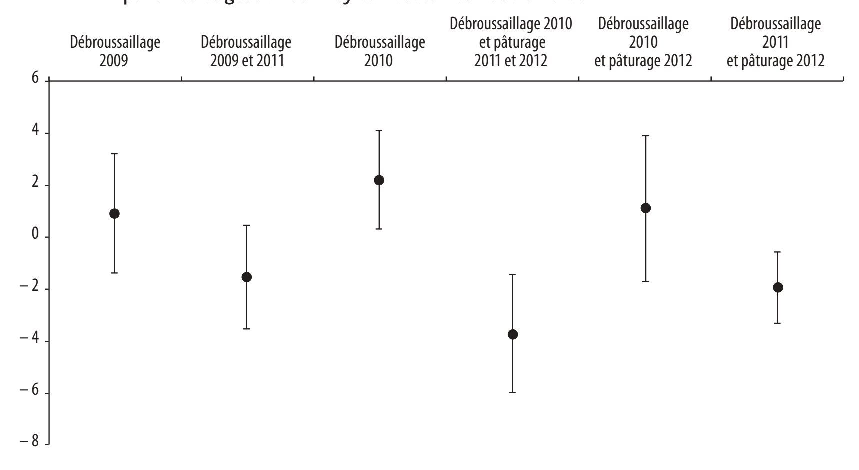
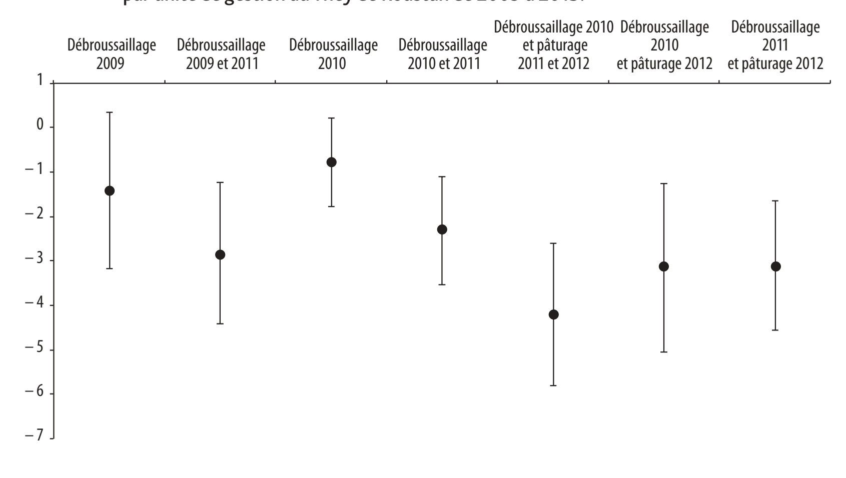


Figure 5 Taux d'accroissement des densités de plants adultes de *Baccharis halimifolia* par unité de gestion au They de Roustan de 2009 à 2013.



Quelles recommandations pour limiter le séneçon à une plus large échelle ?

Tout au long de ce travail, les chèvres utilisées n'ont montré aucun problème d'état physiologique (rénal et/ou

cardiaque) qui aurait pu être lié à la consommation importante de séneçon. La combinaison de deux moyens de limitation du séneçon en arbre, le débroussaillage suivi d'au moins un an de pâturage caprin extensif, a donné des résultats probants sur des unités de gestion à salinité moyenne de la nappe (10 g/l) et à fortes densités de séneçon. Une des raisons de ce succès réside dans la capacité unique des caprins à consommer la strate herbacée et aussi arbustive. Ce traitement combiné montrera probablement ses limites dans une zone humide plus vaste, avec une salinité et une densité d'arbustes plus faibles. En effet, dans de telles conditions, on peut imaginer que la charge de pâturage sera plus difficile à maximiser et la croissance comme la repousse des pieds de séneçon davantage favorisées. Enfin, à faible densité, l'appétence de cette plante, naturellement moyenne pour les chèvres, sera trop faible si la charge de pâturage n'est pas suffisante.

Néanmoins, en espace naturel, la combinaison des traitements présentés ici semble efficace. Nous déconseillons finalement une seule année d'arrachage des jeunes plants, la banque de graines générant naturellement une repousse plus dense la seconde année.

Perspectives

Élaborer une stratégie de limitation efficace et reproductible contre le séneçon est un enjeu majeur de gestion et surtout de conservation des espaces naturels en Europe. Tout en continuant à utiliser la combinaison débroussaillage + pâturage comme moyen de contrôle privilégié du séneçon sur le site des Grandes Cabanes du Vaccarès, l'ONCFS expérimente actuellement deux autres méthodes :

- une forte submersion prolongée, destinée à noyer les souches et neutraliser la banque de graines, mais impliquant une excellente maîtrise de la gestion hydraulique ;
- une lutte biologique par les cochenilles de l'olivier *Saissetia oleae* et du citronnier *Ceroplastes sinensis* (Dieudonné *et al.*, 2014).

Remerciements

Nous remercions Sébastien Caron, Sébastien Noir et tous les stagiaires et étudiants ayant participé à cette étude et consacré de longues heures à la collecte de données sur le terrain, parfois dans des conditions difficiles. Nous remercions également la Délégation de rivages Provence-Alpes-Côte d'Azur du Conservatoire du littoral, ainsi que François Guarracino, Alfred Michel et Didier Garcia. ●





Vue d'une zone avant (g.) et après (d.) l'élimination du baccharis.

Bibliographie

- Boldt, P.E. 1989. Baccharis *(Asteraceae), a review of its taxonomy, phytochemistry, ecology, economic status, natural enemies and the potential for its biological control in the United States*. USDA, Agricultural Research Service Grassland, Soil and Water Research Laboratory Temple, Texas.
- Buckland, S.T., Anderson, D., Burnham, K., Laake, J., Thomas, L. & Borchers, D. 2001. *Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations*. Vol. 335. Oxford University Press.
- Buckland, S.T., Borchers, D.L., Johnston, A., Henrys, P.A. & Marques, T.A. 2007. Line transect methods for plant surveys. *Biometrics* 63: 989-998.
- Caño, L., Campos, J.A., García-Magro, D. & Herrera, M. 2013. Replacement of Estuarine Communities by an Exotic Shrub: Distribution and Invasion History of *Baccharis halimifolia* in Europe. *Biological Invasions* 15 (6): 1183-1188.
- Charpentier, A., Riou, K. & Thibault, M. 2006. *Bilan de la campagne de contrôle de l'expansion du* Baccharis halimifolia *menée dans le Parc naturel Régional de Camargue (PNRC) en automne 2004 et 2005*. Pôle Relais Lagunes.
- Caron, S., Deschamps, C., Noir, S., Dubos, J., Thibault, M., Chauvelon, P., Vella, C. & Meule, S. 2009. *Plan de gestion 2010-2014 de la propriété du CELRL du They du Roustan*. 102 p.
- *Dieudonné, C., Croce, N. & Sforza, R.F.H. 2014. Les cochenilles anges et démons ? Proceedings of the 10th Conférence Internationale sur les ravageurs en agriculture. Montpellier, France, 22-23 oct. 2014*.
- Frau, F., Ondiviela Eizaguirre, B., Galvon Arbeiza, C. & Juanes de la Pea, J.A. 2014. The Role of the Hydrodynamic Regime in the Distribution of the Invasive Shrub *Baccharis halimifolia* (*Compositae*) in Oyambre Estuary (Cantabria, Spain). *Limnetica* 33 (1): 1-12.
- Fried, G., Caño, L., Brunel, S., Beteta, E., Charpentier, A., Herrera, M., Starfinger, U & Panetta, F.D. 2016. *Monographs on Invasive Plants in Europe: Baccharis halimifolia L., Botany Letters*.
- Langlois, H. 1877. *Le nouveau jardinier fleuriste*. Paris : Librairie Garnier Frères.
- Muller, S. 2000. Les espèces végétales invasives en France : Bilan des connaissances et propositions d'actions. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, Suppl. 7 : 53-69.
- Mallard, F. 2008. *Effet d'une espèce végétale introduite envahissante le Séneçon en arbre* Baccharis halimifolia *sur le peuplement d'arthropodes dans le Golfe du Morbihan*. Rapport Master 1 Biologie des organismes, des populations et des écosystèmes. Univ. Rennes 1/Marais de Séné. 20 p.
- Royle, J.A., Dawson D.K. & Bates, S. 2004. Modeling abundance effects in distance sampling. *Ecology* 85: 1591-1597.
- Sinnassamy, J.-M. 2004. *Baccharis halimifolia*, in: S. Muller (coord.). *Plantes invasives en France*. Paris : Muséum national d'histoire naturelle.
- Westman, W.E., Panetta, F.D. & Stanley, T.D. 1975. Ecological Studies on Reproduction and Establishment of the Woody Weed, Groundsel Bush (*Baccharis halimifolia*, L.: *Asteraceae*). *Australian Journal of Agricultural Research* 26 (5): 855-870.

La petite mangouste indienne et le raton laveur,
deux mammifères problématiques pour les écosystèmes guadeloupéens



▲ La petite mangouste indienne (g.) et le raton laveur (d.), deux espèces populaires mais sources de nuisances.

Le raton laveur et la petite mangouste indienne sont deux petits mammifères introduits aux Antilles au XIXe siècle qui bénéficient, au moins pour le premier, d'un capital sympathie de la part du grand public. Toutefois, selon les densités, leurs impacts écologiques, économiques et sanitaires peuvent s'avérer non négligeables, en particulier dans les écosystèmes insulaires antillais. L'ONCFS a développé des travaux visant à appréhender ces impacts en Guadeloupe, tant sur la partie écologique, avec la prédation des nids de tortues marines par la mangouste, que sur le plan économique avec les dégâts du raton laveur sur les cultures. Il apparaît désormais nécessaire d'agir pour limiter ces impacts.

Ophélie Payet[1], Jean-François Maillard[2], Blandine Guillemot[3]

[1] Université de Toulouse, Master 2 Gestion de la biodiversité, stagiaire ONCFS sur les EEE à la Cellule technique Antilles françaises – Toulouse.
[2] ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Mission Espèces exotiques envahissantes – Nantes.
[3] ONCFS, Délégation interrégionale Outre-mer, responsable Cellule technique Antilles françaises – Auffargis.

Contact : blandine.guillemot@oncfs.gouv.fr

Des écosystèmes insulaires sensibles…

Les milieux insulaires sont connus pour être très sensibles aux invasions biologiques du fait de leur fort taux d'endémisme et des faibles surfaces géographiques concernées. Suivant leurs origines (par élévation du niveau de la mer, par dérive continentale ou par accrétion), la faune et la flore de ces territoires sont bien souvent originales, ayant évolué lentement par sélection naturelle ou par dérive génétique (conséquence d'un nombre limité d'individus fondateurs) pour former des écosystèmes parfois simplifiés dont les espèces constitutives ont un caractère endémique fort.

Les Petites Antilles forment un arc de cercle bordant la mer des Caraïbes à l'est et sont constituées d'un chapelet d'une vingtaine d'îles d'origine volcanique, dont les plus récentes ont émergé il y a 10 millions d'années (exception faite de la Barbade, une île sédimentaire). Originellement nues, la faune et la flore y ont été influencées par la proximité relative du continent américain, et plus récemment par le développement des sociétés humaines. Hormis les chauves-souris, la faune mammalienne actuelle des Antilles françaises comprend des espèces très probablement amenées durant la période précolombienne par les Amérindiens (le manicou, *Didelphis marsupialis*, en Martinique, ou l'agouti, *Dasyprocta leporina*, en Guadeloupe), tandis que d'autres y ont été introduites plus récemment, soit de façon passive (le rat noir, *Rattus rattus*, le rat surmulot *Rattus norvegicus*, la souris, *Mus musculus*) ou active : c'est le cas de la petite mangouste indienne, du raton laveur (appelé « racoon » aux Antilles) et du funambule à cinq raies en Guadeloupe (*Funambulus pennantii*) – (voir Lorvelec *et al.*, 2007 pour des précisions).

La petite mangouste et le raton laveur sont considérés réglementairement comme des espèces invasives depuis la parution des arrêtés du 8 février 2018, relatifs à la prévention de l'introduction et de la propagation des espèces animales exotiques envahissantes sur le territoire de la Guadeloupe et de la Martinique (voir l'***encadré 1***).

▶ Encadré 1 • L'initiative de l'UICN France sur les espèces exotiques envahissantes en Outre-mer

Yohann Soubeyran

Comité français de l'UICN
Chargé de mission «Espèces outre-mer»

Contact : yohann.soubeyran@uicn.fr

Les espèces exotiques envahissantes sont l'une des principales causes de l'érosion de la biodiversité dans les Outre-mer. Pour accompagner les acteurs dans leurs réponses face aux impacts de ces espèces invasives, l'UICN France met en œuvre depuis 2005 une initiative spécifique sur ce sujet, mobilisant l'ensemble des Outre-mer et bénéficiant de l'appui d'un réseau de plus de 80 experts et personnes ressources et de points focaux dans chaque collectivité.

Le programme de l'initiative est organisé autour de trois axes principaux : l'appui aux politiques et aux stratégies d'action pour la prévention et la gestion des espèces exotiques envahissantes ; l'amélioration des connaissances et la promotion de meilleures pratiques de gestion ; la diffusion et l'accès aux informations ; la mise en réseau des acteurs. Parmi les principales réalisations figurent par exemple le premier état des lieux sur le sujet en Outre-mer, l'élaboration de recommandations et de guides pratiques pour renforcer la gestion, l'organisation d'ateliers régionaux, l'appui à la production de retours d'expériences de gestion ou encore la diffusion d'une lettre d'actualités trimestrielle à un réseau de près de 300 abonnés.

Enfin, un site Internet, conçu comme un véritable portail d'informations, permet d'accéder à des informations générales sur les enjeux des invasions biologiques en Outre-mer, à des actualités sur le sujet dans chaque collectivité et à de nombreux documents comme les stratégies élaborées localement, les textes réglementaires, des listes d'espèces, etc. Une base de données, développée avec l'appui du réseau de l'initiative, permet de rechercher des informations sur près de 700 espèces introduites en Outre-mer. Une autre base de données permet quant à elle de consulter la bibliographie disponible parmi plus de 600 références.

Produit dans le cadre de l'initiative, et en partenariat avec l'ONCFS, le guide ci-dessous présente 39 espèces introduites de vertébrés parmi les plus envahissantes ou potentiellement envahissantes. Des monographies résument leur écologie, leur distribution dans l'Outre-mer français, leurs impacts avérés ou potentiels, la réglementation les concernant, etc.

Pour en savoir plus sur l'initiative, rendez-vous sur :
www.especes-envahissantes-outremer.fr

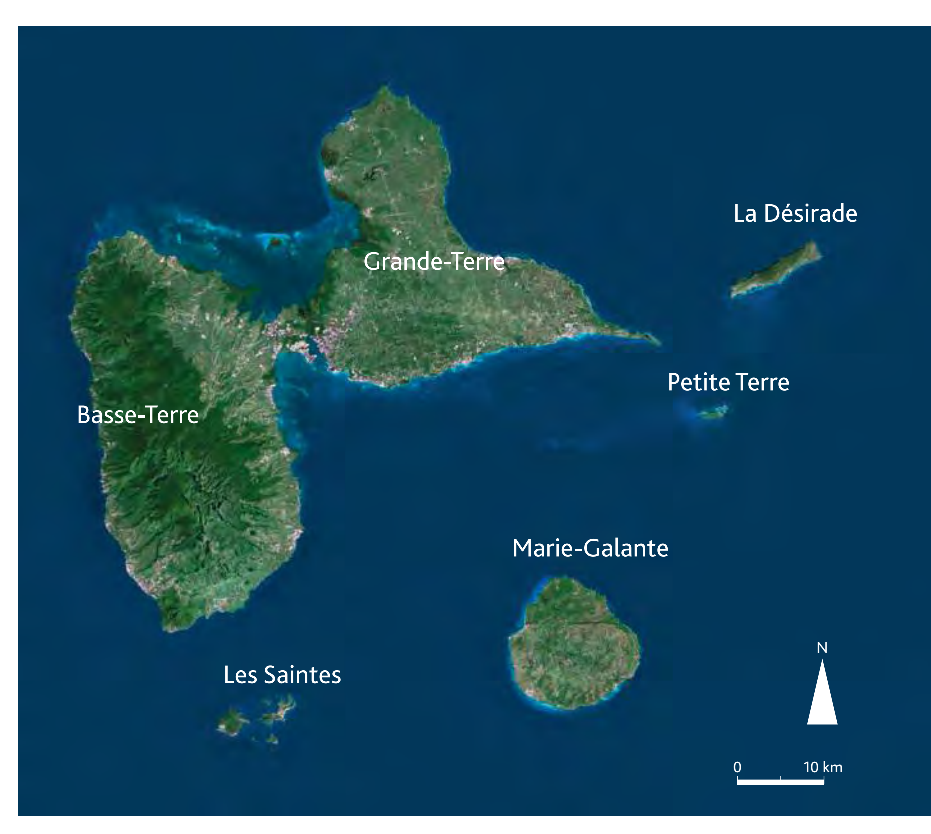


◀ ***Les vertébrés terrestres introduits en Outre-mer et leurs impacts. Guide illustré des principales espèces envahissantes (2011).***
UICN France, ONCFS. 100 p. Disponible en téléchargement gratuit sur le site Internet de l'initiative.

… subissant des introductions volontaires ou non

La petite mangouste indienne a été largement introduite dans le monde et en particulier dans les milieux insulaires (Antilles, îles de l'océan Pacifique et de l'océan Indien, îles de Croatie, Japon), en tant qu'agent de lutte biologique. Elle a été amenée en 1888 dans l'archipel guadeloupéen (Grande-Terre, Basse-Terre et Marie-Galante – voir la ***carte***) pour réduire les populations de rats (également introduits) qui s'attaquaient aux cultures – notamment la canne à sucre. En Martinique, son introduction avait également pour objectif de réduire la présence du trigonocéphale fer-de-lance (*Bothrops lanceolatus*) dans les champs de canne, un serpent endémique dont la morsure est mortelle. La petite mangouste indienne a par ailleurs alimenté, de par cette qualité à s'attaquer à des serpents même les plus agressifs, une tradition de combats « mangouste *vs* trigonocéphale » en Martinique jusqu'à il y a une dizaine d'années.

Carte Archipel de Guadeloupe qui fait l'objet d'une invasion progressive par les EEE.



En Guadeloupe, le raton laveur était autrefois considéré comme une espèce endémique sous le nom de *Procyon minor*. Mais des analyses génétiques ont montré que l'espèce n'était autre que le raton laveur présent en Amérique du Nord (Pons *et al*., 1999). La date de son introduction n'est pas précisément connue et plusieurs hypothèses existent : fuite d'un bateau naufragé, d'un cirque ou de spécimens détenus en captivité par L'Herminier père et fils (deux naturalistes célèbres de l'époque). Les deux hommes fournissaient des spécimens de faune et de flore au Muséum de Paris. Étant donné qu'ils possédaient en Guadeloupe de nombreux animaux vivants, il est possible que des individus se soient échappés. Ceci ferait remonter l'introduction au plus tôt à 1819 (Lorvelec, 2007). Depuis la Guadeloupe, le raton laveur aurait été amené à une date inconnue à Marie-Galante, et en 1994 à La Désirade. À Saint-Martin, les premiers individus ont été observés en 1957. En Martinique, l'espèce a probablement été introduite volontairement à partir de la Guadeloupe dès 1954, et s'observe depuis les forêts du nord jusqu'au centre de l'île (voir aussi l'***encadré 2***).



▲ *Œuf de tortue marine prédaté par une mangouste sur la plage de Port-Louis, en Guadeloupe.*

La petite mangouste indienne, un prédateur introduit tristement célèbre

Au-delà de la fausse bonne idée d'en faire un agent de lutte biologique, dans toutes les régions du globe où la petite mangouste indienne a été introduite, elle a eu des impacts négatifs importants sur la faune terrestre indigène et parfois endémique, contribuant dans certains cas à des extinctions d'espèces comme le râle de Fidji (*Nesoclopeus poecilopterus*) ou le pétrel de Jamaïque (*Pterodroma caribbaea*). Aussi, la petite mangouste indienne est considérée par l'UICN comme l'une des 100 espèces les plus invasives au monde (Lowe *et al*., 2007). En effet, ce petit mammifère carnivore terrestre et diurne d'environ 40 à 65 centimètres de longueur a un régime alimentaire opportuniste et généraliste, consommant les ressources disponibles localement. Elle est connue pour consommer de nombreux arthropodes, petits mammifères, oiseaux (œufs et

▶ Encadré 2 • Dispersion et adaptation des carnivores invasifs aux Antilles françaises

Vivien Louppe[1], Géraldine Veron[2]

[1] Institut de Systématique, évolution, biodiversité, UMR 7205 CNRS MNHN SU EPHE.
[2] Muséum national d'histoire naturelle – Paris.

Email : vivien.louppe@mnhn.fr ; geraldine.veron@mnhn.fr

Les objectifs du projet* que nous avons mis en place sont de proposer des scénarios sur l'invasion et la dispersion du raton laveur et de la petite mangouste indienne et d'analyser leurs adaptations écologiques et morphologiques, qui pourront nous renseigner sur le futur de leur expansion.
Quatre grandes approches sont utilisées : 1) modélisation de niche ; 2) occupation des habitats ; 3) étude de génétique des populations et 4) analyses morphométriques.
Des données de localité dans l'ensemble de l'aire de répartition native et introduite des deux espèces sont utilisées, afin de modéliser les régions aux conditions bioclimatiques favorables et d'évaluer l'évolution de ces aires au regard de différents scénarios de changements climatiques à l'horizon 2050.

* Ce projet est réalisé grâce à une bourse de thèse de doctorat de la région Île-de-France, des financements du Labex BCDiv et du MNHN et le soutien d'un stage de Master 1 (Juliette Baron). Il bénéficie de l'aide de nombreux chercheurs et d'une collaboration avec d'autres institutions (Parc national de Guadeloupe, INRA, ONCFS, ONF notamment).

Sur le terrain, des pièges photographiques ont été déployés sur une cinquantaine de sites durant près de deux mois, en Guadeloupe et en Martinique, afin de détecter la présence des deux espèces et les différences d'abondance relative dans les deux îles et dans leurs différents habitats. Les analyses sont en cours.
Des analyses génétiques ont été effectuées avec le séquençage de deux marqueurs mitochondriaux. Les résultats préliminaires confirment l'origine de la région indienne des mangoustes, et également que la Jamaïque, où elles auraient été introduites en premier, serait la source des mangoustes de beaucoup d'autres îles, en particulier des îles du nord des Antilles. Pour les îles du sud des Antilles, il est possible qu'il y ait eu d'autres sources d'introduction, que nos analyses doivent encore confirmer. Une analyse de marqueurs microsatellites est en cours afin d'approfondir nos résultats. Pour les ratons laveurs, les événements d'introduction aux Antilles ont été très rares, ce qui ne semble pas être le cas des introductions de cette espèce ailleurs dans le monde.
Des analyses de morphométrie géométrique de crânes de mangoustes, réalisées à partir de scans surfaciques de plus de 300 individus des zones d'introduction et des zones natives, permettront d'observer les variations et adaptations dans les zones d'introduction.

petits individus sauvages ou d'élevages), astéries, fruits, végétaux, amphibiens et reptiles (Nellis & Everad, 1983). Elle présente une grande flexibilité dans le choix des habitats fréquentés : milieux naturels ou anthropisés, qu'ils soient xériques ou humides. Toutefois, la petite mangouste n'appréciant pas l'eau, elle n'est présente dans les milieux humides et soumis à des pluies fréquentes que lorsque la densité de population est importante.

En Guadeloupe, la petite mangouste indienne se rencontre sur toute l'île. Là, parmi ses proies manifestes, figurent les œufs de tortue imbriquée (*Eretmochelys imbricata*) et de tortue verte (*Chelonia mydas*) – (Cottaz, 2015).

Les plages et arrière-plages de Guadeloupe, tout comme dans le reste de la Caraïbe, constituent des sites de pontes pour trois espèces particulièrement menacées : la tortue imbriquée, la tortue verte et la tortue luth. La prédation des nids, en particulier par la petite mangouste indienne (mais aussi par des chiens parfois) est l'une des menaces identifiées. En Guadeloupe, une évaluation établie par Lorvelec *et al*. (2004) sur l'îlet Fajou a montré que plus de 90 % des pontes étaient prédatées par la mangouste.

Suite à d'autres constats sur le littoral de Port-Louis, l'ONCFS a dressé un état des lieux en juin 2015 montrant que 78 % des nids de tortues marines étaient prédatés par la mangouste (Cottaz, 2015). Pour ce faire, l'ensemble des activités de ponte des tortues marines est recensé sur un secteur donné à l'occasion de comptages-traces réalisés au matin (inventaire de toute activité de tortue marine lors de sa ponte). Le passage régulier sur la zone permet l'observation de tous les cas de prédation par des mangoustes.



▲ *Pour mesurer la prédation des nids par la petite mangouste indienne, les activités de pontes des tortues marines (ici une tortue verte) sont suivies par des comptages-traces réalisés au matin.*

Une lutte engagée contre la mangouste pour la préservation des tortues marines

De multiples tentatives d'éradication de la petite mangouste indienne ont eu lieu à travers le monde, dont des campagnes en Guadeloupe. En 2001 et 2002, des

opérations de piégeage menées sur l'îlet Fajou dans le Grand Cul-de-Sac Marin ont permis d'éradiquer l'espèce sur ce site (Lorvelec *et al.*, 2004) et de retrouver un succès de ponte de tortues marines optimal.

De nouveaux cas de prédation de nids de tortues par des mangoustes ont été constatés sur le littoral de Port-Louis en 2012, avec la disparition d'une dizaine de nids de tortues imbriquées. Ces constatations ont focalisé l'attention de l'ONCFS, alors animateur du plan national d'actions (PNA) en faveur des tortues marines, en centralisant dans un premier temps les observations ponctuelles de prédation. Entre 2013 et 2014, le littoral de Marie-Galante et de Port-Louis a été principalement concerné par cette problématique. Pour Marie-Galante, 9 cas de prédation de nids de tortues (tortue imbriquée et tortue verte) ont été observés en 2013, contre 2 cas en 2014. Sur Port-Louis, 5 nids de tortues marines ont été prédatés en 2013 et 14 en 2014 (Cottaz, 2015). Le taux de prédation par la petite mangouste indienne sur le littoral de Port-Louis a impacté au moins 1 nid de tortue imbriquée sur 2 de fin août à début septembre 2014.

Différentes méthodes de protection des nids de tortues testées

Des essais techniques pour limiter cette prédation ont été testés dans le cadre d'un stage mené par l'ONCFS en 2015 (Cottaz, 2015) : protection des pontes par des grilles pour empêcher le déterrage des œufs, pose de leurres à effets répulsifs (œufs de poule dans lesquels ont été injectés 1,5 à 2 millilitres de piment fort broyé) pour modifier la préférence alimentaire de la mangouste pour les œufs (phénomène d'aversion gustative conditionnée). Ces différentes méthodes ont été testées à tour de rôle sur des secteurs identifiés du littoral de Port-Louis durant la période de ponte des tortues marines. Les essais de pose de grilles ont été concluants pour limiter la prédation. Toutefois, cela est difficile à mettre en œuvre car la chambre du nid doit être repérée. En outre, si la grille protège, il faut l'enlever avant l'émergence afin d'éviter que les nouveau-nés restent coincés dans la chambre et ne puissent rejoindre la mer ; mais d'un autre côté, une grille enlevée trop tôt présente un risque de prédation… Concernant les leurres, il n'a pas été possible de prouver leur effet répulsif et l'hypothèse inverse, à savoir que le piment ait pu avoir un effet attractif, est à émettre. De même, la prédation d'œufs de tortues a été observée après la période de fin de pose des leurres.

La campagne de piégeage s'est révélée quant à elle très efficace : un nombre conséquent de mangoustes a été prélevé du milieu et aucun nid n'a été observé prédaté la semaine suivant la phase de piégeage. Elle a permis de diminuer de manière drastique la population de mangoustes sur le secteur. Toutefois, l'espèce est soumise à un fort turn-over et le déclin observé ne peut être que temporaire. Si la limitation forte des effectifs de la mangouste en certains points du littoral est possible, celle-ci nécessite donc un investissement permanent, associé à une veille, en raison de la recolonisation depuis les territoires avoisinants. L'éradication complète de l'espèce en Guadeloupe semble illusoire. Ainsi, les campagnes de piégeage efficaces seraient à renouveler tous les deux ou trois ans, à moins d'imaginer des actions récurrentes de piégeage sur des territoires plus vastes.

Ainsi, l'Office national des forêts (ONF) de Guadeloupe, actuel animateur du PNA en faveur des tortues marines, a mené en 2018 une nouvelle opération de contrôle des populations de mangoustes sur les sites de pontes du littoral de Port-Louis. Les agents de l'ONF ont pu bénéficier d'une formation par le Service mixte de police de l'environnement de Guadeloupe



▲ *Piégeage d'une petite mangouste indienne.*



© O. Payet

▲ *Formation d'un agent de l'ONF à l'utilisation de pièges pour contrôler les populations de mangoustes sur les sites de pontes de tortues marines.*

(ONCFS/AFB). La méthode semble avoir été efficace sur les sites testés compte tenu de l'absence de prédation de nids de tortues. Après amélioration du protocole (nombre de pièges disposés, temps de pose), elle sera réitérée au cours des années à venir. Cette opération a fait l'objet du premier arrêté préfectoral en Guadeloupe dans le cadre de l'article L.411-8 du Code de l'environnement, réglementation spécifique à la politique de lutte contre les EEE.

Le raton laveur, un emblème de la faune guadeloupéenne

Le raton laveur est un mammifère omnivore, généraliste et opportuniste, qui affectionne une très large gamme d'habitats où de l'eau est disponible. Cela va des zones boisées et agricoles aux espaces urbanisés, notamment l'habitat humain avec ses offres alimentaires (déchets, nourriture des animaux de compagnie, jardins…) et de gîtes potentiels. Il a une grande capacité d'adaptation, tant dans son aire native que dans les pays où il a été introduit (Europe, Japon). Sa grande dextérité lui permet d'évoluer tant au sol qu'en aérien.

Les impacts d'une espèce généraliste sont difficiles à évaluer, mais on sait à tout le moins qu'en système insulaire, sur les îles de Shoals dans le New Hampshire aux États-Unis, la présence de quelques ratons laveurs a engendré des réductions drastiques de colonies d'oiseaux marins (Ellis *et al.*, 2007). De même, tout comme la petite mangouste indienne, le raton laveur a des impacts sur les nids de tortues marines (Barton & Roth, 2007). Au-delà de ces impacts sur la biodiversité parfois mal connus, il est également considéré comme une nuisance par les agriculteurs à cause de ses dommages sur les vergers, vignobles, cultures et poulaillers. De plus, il est l'hôte de nombreuses maladies et parasites (dont l'ascaris *Baylisascaris procyonis*) possiblement transmissibles à l'homme et aux animaux domestiques (Nowak, 1991).

Fait particulier : jusque très récemment emblème du Parc national de la Guadeloupe, le raton laveur est plutôt perçu comme un symbole de la faune sur l'île et de ce fait apprécié du grand public au-delà des impacts qu'il peut avoir. Par exemple, l'espèce est valorisée comme un attrait touristique de l'île (tout comme l'iguane commun, par ailleurs introduit et en compétition avec l'espèce endémique – voir l'article p. 70).

Afin de mieux documenter les impacts agricoles, l'ONCFS a engagé en 2017 une étude spécifique, en partenariat avec la Fédération départementale des chasseurs de Guadeloupe (Gourdol, 2017). L'étude a consisté à prendre contact avec des producteurs guadeloupéens de tous types : spécialisés ou en diversification, d'agriculture conventionnelle, raisonnée ou biologique, avec un mode de production intensif ou extensif. Ces personnes ressources ont pu décrire aux enquêteurs les dégâts de raton laveur qu'ils subissent, en répondant à un formulaire d'enquête administré oralement, lors de rencontres sur les exploitations ou par téléphone. Si les résultats ne sont pas exhaustifs, l'enquête a montré que 40 % des agriculteurs interrogés ont déjà subi des dégâts de raton laveur (187 producteurs sur 23 communes). Les zones touchées sont réparties sur toute l'île et l'éventail des productions concernées est très large. En effet, si les ratons laveurs sont connus pour s'attaquer à certains fruits (pastèque, melon, ananas), ils impactent également les tubercules, la banane, la canne à sucre, et se servent dans les élevages de volailles. Les chiffres obtenus montrent que ce n'est pas un phénomène marginal, beaucoup d'exploitations sont concernées. Pour certaines, l'intensité des dégâts peut parfois atteindre des seuils critiques.

D'après cette étude, il s'avère que les dégâts ont lieu de nuit, toujours sur des plantations à maturité. Sur la plupart des cultures attaquées, ils sont plutôt caractéristiques : les fruits à peau dure sont troués et vidés, les autres sont épluchés (banane, mangue) ou croqués, et la canne à sucre est coupée et torsadée.

Concernant les facteurs influençant la présence de dégâts de raton laveur, les résultats concordent avec ceux obtenus lors d'études scientifiques américaines, à savoir que la proximité de l'eau et d'un couvert forestier favorise la présence d'individus et multiplie ainsi les dégâts observés.



▲ *Raton laveur pris au piège-photo automatique en plein chapardage de bananes.*

Des connaissances à affiner et une évolution juridique souhaitable pour une gestion efficace

Les informations manquent encore sur la répartition géographique précise des deux espèces en Guadeloupe, tout comme sur leur biologie, leur écologie et la dynamique de leurs populations.

La connaissance des impacts de ces espèces sur la biodiversité des Antilles françaises reste à affiner, bien que les travaux tendent à montrer qu'ils peuvent être non négligeables, notamment en ce qui concerne la mangouste sur les tortues marines. Néanmoins, la conservation de ces dernières va bien au-delà de la simple maîtrise des pillages de nids ; il en va aussi de la gestion des autres menaces sur l'habitat et les individus adultes. L'impact du raton laveur sur la biodiversité n'a pas été étudié jusqu'ici en Guadeloupe et des analyses, par exemple de contenus stomacaux, comme cela se fait par ailleurs, pourraient contribuer à éclairer ce débat (voir Rulison *et al*. (2012) par exemple). De telles connaissances, qu'il reste à acquérir, pourront efficacement enrichir des stratégies de maîtrise à des échelles fines du territoire.

Les outils réglementaires pour la maîtrise de ces espèces peuvent être mis en œuvre au titre de la politique sur les espèces exotiques envahissantes par les articles L.411-8 et R.411-47 du Code de l'environnement. Ils pourraient être accompagnés par la mise en œuvre de dispositions relevant du contrôle par la chasse des populations de certaines espèces non indigènes.

Des modalités spécifiques pour l'Outre-mer pourraient venir enrichir ce texte. Le chemin peut paraître long pour le raton laveur, sachant qu'il bénéficiait jusque très récemment du statut d'espèce protégée (statut modifié par son retrait de la liste des espèces protégées de Guadeloupe – arrêté du 17 janvier 2018). Mais l'exemple de la bernache du Canada (*Branta canadensis*), espèce exotique en métropole, est intéressant. Cette espèce, qui était protégée jusqu'en juillet 2010, est depuis lors interdite d'introduction dans le milieu naturel et maintenant concernée par l'arrêté du 2 septembre 2016 relatif au contrôle par la chasse des populations de certaines espèces non indigènes (voir l'article p. 64). Enfin, des dispositions préventives concernant la détention, comme celles prévues par l'article L.411-6 du Code de l'environnement, seront utiles à mettre en œuvre tant pour ces espèces que pour de nombreuses autres en vue de préserver les territoires remarquables d'Outre-mer. ●

Bibliographie

- Barton, B.T. & Roth, J.D. 2007. Raccoon Removal on Sea Turtle Nesting Beaches. *Journal of Wildlife Management* 71(4): 1234-1237. https://doi.org/10.2193/2006-014
- Cottaz, C. 2015. *Analyse de la prédation de la petite mangouste indienne sur les pontes de tortues marines*. Rapport de l'ONCFS en Guadeloupe. 74 p.
- Ellis, J.C., Shulman, M.J., Jessop, H., Suomala, R., Morris, S.R., Seng, V., Wagner, M. & Mach, K., 2007. Impact of raccoons on breeding success in large colonies of great black-backed gulls and herring gulls. *Waterbirds* 30: 375-383.
- Everad, C.O.R., Baer, G.M. & James, A. 1974. Epidemiology of mongoose rabies in Grenada. *Journal of Wildlife Diseases* 10(3): 190-196.
- Gourdol, A. 2017. *Étude sur les dégâts agricoles de raton laveur en Guadeloupe*. Rapport de l'ONCFS en Guadeloupe. 76 p.
- Lorvelec, O., Delloue, X., Pascal, M. & Mege, S. 2004. Impacts des mammifères allochtones sur quelques espèces autochtones de l'îlet Fajou (Réserve Naturelle du Grand Cul-de-sac Marin, Guadeloupe), établis à l'issue d'une tentative d'éradication. *Revue d'Ecologie* 59 (1-2) : 293-307.
- Lorvelec, O., Pascal, M., Delloue, X. & Chapuis, J.-L. 2007. Les mammifères terrestres non volants des Antilles françaises et l'introduction récente d'un écureuil. *Revue d'Ecologie* 62 (4) : 295-314.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S. & De Poorter, M. 2007. *100 espèces exotiques envahissantes parmi les plus néfastes au monde. Une sélection de la Global Invasive Species Database*. UICN - ISSG. 12 p.
- Nellis, D. & Everard, C. 1983. The biology of the mongoose in the Caribbean. *Studies of the fauna of Curacae and other Caribbean islands* 195: 1-162.
- Nowak, R. 1991. Walker's Mammals of the World. *The Johns Hopkins University Press* 2: 1629
- Pons, J.-M., Volobouev, V., Ducroz, J.-F., Tillier, A. & Reudet, D. 1999. Is the Guadeloupean racoon (*Procyon minor*) really an endemic species? New insights from molecular and chromosomal analyses. *J. zool. Syst. Evol. Res.* 37: 101-108. http://dx.doi.org/10.1046/j.1439-0469.1999.372109.x
- Rulison, E.L., Luiselli, L. & Burke, R.L. 2012. Relative impacts of habitat and geography on raccoon diets. *The American Midland Naturalist* 168 (2): 231-247. https://doi.org/10.1674/0003-0031-168.2.231







Bulletin technique et juridique de l'Office national de la chasse et de la faune sauvage

Bulletin d'abonnement et règlement à adresser à :
ONCFS - Agence comptable – Abonnement *Faune sauvage* - règlement
BP 20 – 78612 LE PERRAY EN YVELINES

		France métropolitaine et Monaco		Pays de l'Union Européenne		Martinique, Guadeloupe, Réunion et Corse		Guyane, Mayotte	Autre [1]
	HT	TVA 5,5 %	TTC	TVA 5,5 %	TTC	TVA 2,1 %	TTC		
Abonnement annuel (4 numéros - parution trimestrielle)									
Particuliers	18,96 €	1,04 €	20,00 €	1,04 €	20,00 €	0,40 €	19,36 €	18,96 €	22,00 €
Étudiants *(sur justificatif)*	14,22 €	0,78 €	15,00 €	0,78 €	15,00 €	0,30 €	14,52 €	14,22 €	15,00 €
Adhérents à une association de jeunes chasseurs *(sur justificatif)*	14,22 €	0,78 €	15,00 €	0,78 €	15,00 €	0,30 €	14,52 €	14,22 €	-
Organismes divers et entreprises	18,96 €	1,04 €	20,00 €	-	-	0,40 €	19,36 €	18,96 €	22,00 €
Organismes divers et entreprises des pays de l'Union Européenne :									
avec n° de TVA intracommunautaire	18,96 €	-	-	Exonération = 18,96 €		-	-	-	
sans n° de TVA intracommunautaire	18,96 €	-	-	1,04 €	20,00 €	-	-	-	-
Abonnement de 2 ans (8 numéros - parution trimestrielle)									
Particuliers	36,02 €	1,98 €	38,00 €	1,98 €	38,00 €	0,76 €	36,78 €	36,02 €	40,00 €
Étudiants *(sur justificatif)*	26,54 €	1,46 €	28,00 €	1,46 €	28,00 €	0,56 €	27,10 €	26,54 €	28,00 €
Adhérents à une association de jeunes chasseurs *(sur justificatif)*	26,54 €	1,46 €	28,00 €	1,46 €	28,00 €	0,56 €	27,10 €	26,54 €	-
Organismes divers et entreprises	36,02 €	1,98 €	38,00 €	-	-	0,76 €	36,78 €	36,02 €	40,00 €
Organismes divers et entreprises des pays de l'Union Européenne :									
avec n° de TVA intracommunautaire	36,02 €	-	-	Exonération = 36,02 €		-	-	-	
sans n° de TVA intracommunautaire	36,02 €	-	-	1,98 €	38,00 €	-	-	-	-

[1] Pays hors Union Européenne, Andorre et Collectivités d'outre-mer (St-Pierre-et-Miquelon, St-Barthélémy, St-Martin, Nouvelle-Calédonie, Wallis-et-Futuna et la Polynésie française).

Raison sociale ....

....

Nom .... **Prénom** ....

Votre n° TVA intracommunautaire ....

Adresse complète ....

....

....

Téléphone .... **E-mail** ....

Souscrit .... **abonnement**(s) à la revue *Faune sauvage* pour : **1 an** (4 numéros) ❑
2 ans (8 numéros) ❑

au **prix total de** .... €

Paiement par : chèque ❑ virement ❑
Désire recevoir une facture oui ❑ non ❑

Date :

Signature

Pièce à joindre : **chèque** à l'ordre de l'Agent comptable de l'ONCFS
ou **règlement par virement bancaire**, à l'Agent Comptable de l'ONCFS :
Domiciliation : TP Versailles
Code banque : 10071 – Code guichet : 78000 – N° de compte : 00001004278 – Clé RIB : 58
IBAN : FR76 1007 1780 0000 0010 0427 858 – BIC : TRPUFRP1

N° identification TVA : FR67180073017 – N° SIRET : 18007301700014 – Code APE : 8413Z







Le magazine Faune sauvage

apporte à ses lecteurs le fruit de l'expérience et de la recherche de l'Office national de la chasse et de la faune sauvage en matière de faune sauvage, de gestion des espèces et d'aménagement des milieux.

Contacts www.oncfs.gouv.fr

Directions

Direction générale
85 bis, avenue de Wagram
75017 Paris
Tél. : 01 44 15 17 17 – Fax : 01 47 63 79 13
direction.generale@oncfs.gouv.fr

Division du permis de chasser
5, rue Saint-Thibault
Saint-Benoist – BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 54 72
permis.chasser@oncfs.gouv.fr

Direction des ressources humaines
85 bis, avenue de Wagram
75017 Paris
Tél. : 01 44 15 17 17 – Fax : 01 47 63 79 13
drh@oncfs.gouv.fr

Division de la formation
Centre de formation du Bouchet
45370 Dry
Tél. : 02 38 45 70 82 – Fax : 02 38 45 93 92
drh.formation@oncfs.gouv.fr

Direction de la police
5, rue Saint-Thibault
Saint-Benoist – BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 83
police@oncfs.gouv.fr

Direction de la recherche et de l'expertise
5, rue Saint-Thibault
Saint-Benoist – BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 67
dre@oncfs.gouv.fr

Direction des affaires financières
5, rue Saint-Thibault
Saint-Benoist – BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 60
daf@oncfs.gouv.fr

Direction des systèmes d'information
5, rue Saint-Thibault
Saint-Benoist – BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 60
dsi.info@oncfs.gouv.fr

Missions auprès du directeur général

Cabinet
85 bis, avenue de Wagram
75017 Paris
Tél. : 01 44 15 17 17 – Fax : 01 47 63 79 13
cabinet@oncfs.gouv.fr

Communication
85 bis, avenue de Wagram
75017 Paris
Tél. : 01 44 15 17 17 – Fax : 01 44 15 17 04
comm.secretariat@oncfs.gouv.fr

Guichet juridique – Direction de la police
5, rue Saint-Thibault
Saint-Benoist – BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 83
police.@oncfs.gouv.fr

Actions internationales et Outre-mer
85 bis, avenue de Wagram
75017 Paris
Tél. : 01 44 15 17 17 – Fax : 01 47 63 79 13
mai@oncfs.gouv.fr

Inspection générale des services
85 bis, avenue de Wagram
75017 Paris
Tél. : 01 44 15 17 17
igs.charge-mission@oncfs.gouv.fr

Contrôle de gestion
5, rue Saint-Thibault
Saint-Benoist – BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 21 – Fax : 01 30 46 60 60
sandrine.letellier@oncfs.gouv.fr

Agence comptable
5, rue Saint-Thibault
Saint-Benoist – BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 41 80 72
agence.comptable@oncfs.gouv.fr

Délégations régionales et interrégionales

Grand-Est
41-43, route de Jouy
57160 Moulins-lès-Metz
Tél. : 03 87 52 14 56 – Fax : 03 87 55 97 24
dr.nord-est@oncfs.gouv.fr

Nouvelle Aquitaine
66, Zone Industrielle
40110 Morcenx

Auvergne-Rhône-Alpes
12, rue Gutenberg
63100 Clermont-Ferrand
Tél. : 04 73 16 25 90 – Fax : 04 73 16 25 99
dr.auvergne-rhone-alpes@oncfs.gouv.fr

Bourgogne-Franche-Comté
57, rue de Mulhouse
21000 Dijon
Tél. : 03 80 29 42 50
dr.bourgogne-franchecomte@oncfs.gouv.fr

Bretagne – Pays de la Loire
Parc d'affaires La Rivière – Bât. B
8, boulevard Albert Einstein – CS 42355
44323 Nantes Cedex 3
Tél. : 02 51 25 07 82 – Fax : 02 40 48 14 01
dr.bretagne-paysdeloire@oncfs.gouv.fr

Centre – Val de Loire – Île-de-France
Cité de l'Agriculture
13, avenue des Droits de l'Homme
45921 Orleans Cedex
Tél. : 02 38 71 95 56 – Fax : 02 38 71 95 70
dr.centre.iledefrance@oncfs.gouv.fr

Occitanie
18, rue Jean Perrin
Actisud Bâtiment 12
31100 Toulouse
Tél. : 05 62 20 75 55 – Fax : 05 62 20 75 56
dr.occitanie@oncfs.gouv.fr

Hauts-de-France – Normandie
Rue du Presbytère
14260 Saint-Georges-d'Aunay
Tél. : 02 31 77 71 11 – Fax : 02 31 77 71 72
dr.nord-ouest@oncfs.gouv.fr

Provence-Alpes-Côte d'Azur – Corse
6, avenue du Docteur Pramayon
13690 Graveson
Tél. : 04 32 60 60 10 – Fax : 04 90 92 29 78
dir.paca-corse@oncfs.gouv.fr

Outre-mer
44, rue Pasteur – BP 10808
97338 Cayenne Cedex
Tél. : 05 94 27 22 60 – Fax : 05 94 22 80 64
dr.outremer@oncfs.gouv.fr

Unités de recherche et d'expertise rattachées à la Direction de la recherche et de l'expertise (DRE)

Unité Avifaune migratrice
Station biologique de la Tour du Valat
Le Sambuc
13200 Arles
Tél. : 04 90 97 27 90 – Fax : 04 90 97 27 88
uniteam@oncfs.gouv,fr

Unité Ongulés sauvage
1, place Exelmans
55000 Bar-le-Duc
Tél. : 03 29 79 97 82 – Fax : 03 29 79 97 86
unitecs@oncfs.gouv.fr

Unité Petite Faune sédentaire
Les Portes du Soleil
147, route de Lodève
34990 Juvignac
Tél. : 04 67 10 78 04 – Fax : 04 67 10 78 03
unitefm@oncfs.gouv.fr

Unité Prédateurs-Animaux déprédateurs
5, allée de Bethléem – ZI Mayencin
38610 Gières
Tél. : 04 76 59 13 29
unitepad@oncfs.gouv.fr

Unité sanitaire de la faune
5, rue Saint-Thibault
Saint-Benoist – BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 67
usf@oncfs.gouv.fr

Centre de documentation
5, rue Saint-Thibault
Saint-Benoist – BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 25 – Fax : 01 30 46 60 67
doc@oncfs.gouv.fr

BMI Cites Capture

34, avenue Maunory – Porte A
41000 Blois
Tél. : 02 54 87 05 82 – Fax : 02 54 87 05 90
dp.bmi-cw@oncfs.gouv.fr

Principales stations d'études

Ain
Montfort
01330 Birieux
Tél. : 04 74 98 19 23 – Fax : 04 74 98 14 11
dombes@oncfs.gouv.fr

Hautes-Alpes
Micropolis – La Bérardie
Belle Aureille
05000 Gap
Tél. : 04 92 51 34 44 – Fax : 04 92 51 49 72
gap@oncfs.gouv.fr

Haute-Garonne
Impasse de la Chapelle
31800 Villeneuve-de-Rivière
Tél. : 05 62 00 81 08

Isère
5, allée de Bethléem – ZI Mayencin
38610 Gières
Tél. : 04 76 59 13 29
unitepad@oncfs.gouv.fr

Loire-Atlantique
Parc d'affaires la Rivière – Bât. B
8, boulevard Albert Einstein – CS 42355
44323 Nantes Cedex 3
Tél. : 02 51 25 03 90 – Fax : 02 40 48 14 01
uniteam@oncfs.gouv.fr

Meuse
1, place Exelmans
55000 Bar-le-Duc
Tél. : 03 29 79 97 82 – Fax : 03 29 79 97 86
unitecs@oncfs.gouv.fr

Bas Rhin
Au bord du Rhin
67150 Gerstheim
Tél. : 03 88 98 49 49 – Fax : 03 88 98 43 73
gerstheim@oncfs.gouv.fr

Haute-Savoie
90, impasse « Les Daudes »
74320 Sevrier
Tél. : 04 50 52 65 67 – Fax : 04 50 52 48 11
sevrier@oncfs.gouv.fr

Yvelines
5, rue Saint-Thibault
Saint-Benoist – BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 67
dre@oncfs.gouv.fr

Deux Sèvres
Station de Chizé – Carrefour de la Canauderie
79360 Beauvoir-sur-Niort
Tél. : 05 49 09 74 12 – Fax : 05 49 09 68 80
chize@oncfs.gouv.fr

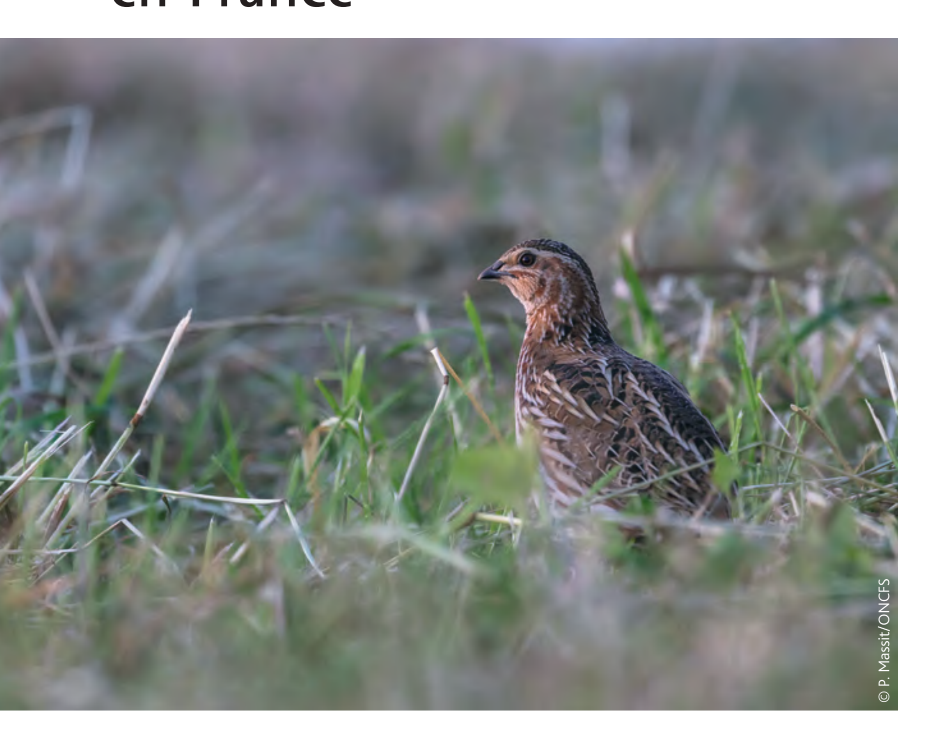
Vendée
Chanteloup
85340 Île-d'Olonne
Tél. : 02 51 95 86 86 – Fax : 02 51 95 86 87
chanteloup@oncfs.gouv.fr



Dans votre prochain numéro

N° 322

Les tableaux de chasse à tir de la caille des blés en France



Et aussi :

- Enquête sur les tableaux de chasse pour la saison 2013-2014 : quelques éléments de compréhension.
- Statut, distribution et fonctionnement démographique des populations de fuligule milouin.
- Concilier agriculture et faune de plaine : le cas du grand hamster en Alsace.

Et d'autres sujets encore...



La Mission espèces exotiques envahissantes de l'ONCFS

Associées à l'intensification des échanges mondiaux, les espèces exotiques envahissantes ont de graves incidences sur les espèces indigènes et sur le fonctionnement des écosystèmes. Elles se révèlent aussi néfastes pour la santé humaine et pour l'économie.

Établissement public, l'Office national de la chasse et de la faune sauvage contribue à la mise en œuvre de la récente Stratégie nationale sur les espèces exotiques envahissantes portée par le ministère en charge de l'Écologie, en résonance avec le règlement européen 1143/2014.

Organisée et animée nationalement par une Mission espèces exotiques envahissantes associée aux Unités de recherche, aux Délégations (inter)régionales et à la Direction de la police, l'action de l'établissement dans ce domaine se décline sur les territoires de métropole et d'outre-mer par :

- la **prévention** des introductions par l'application des dispositions règlementaires liées à la faune sauvage captive en particulier ;
- la **détection** des espèces exotiques et le **suivi** biologique des populations installées, tout particulièrement des mammifères et des oiseaux ;
- l'**expertise** et la **recherche** pour la définition de mesures de gestion ;
- le **pilotage** ou **l'accompagnement** d'actions de gestion de certaines espèces ;
- la **communication** sur la thématique, la **formation** de ses agents et des partenaires.

Contact national : Jean-François Maillard, Direction de la recherche et de l'expertise.

Messagerie : especes.exotiques@oncfs.gouv.fr

Pour plus d'informations :
http://www.oncfs.gouv.fr/Les-missions-ru604/La-mission-Especes-exotiques-envahissantes-ar2037

Publications récentes











Pour commander

- www.oncfs.gouv.fr/Documentation-ru1
- Service documentation – Tél. : 01 30 46 60 25